

**EMISIONES ATMOSFERICAS DE MERCURIO
PROVENIENTES DE LA QUEMA DE BIOMASA
EN LA REGIÓN DE RIO BRANCO,
ESTADO DE ACRE - BRASIL.**

JUAN FERNANDO RESTREPO BUSTAMANTE

Dra. ANNE-HÉLÈNE FOSTIER

Ing. M Sc. MARTHA CONSTANZA DAZA



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
ESCUELA DE INGENIERIA DE RECURSOS NATURALES
Y DEL AMBIENTE
INGENIERIA AGRICOLA
2012**



Universidad del Valle

**EMISIONES ATMOSFÉRICAS DE MERCURIO PROVENIENTES DE LA QUEMA
DE BIOMASA EN LA REGIÓN DE RIO BRANCO, ESTADO DE ACRE – BRASIL**

Proyecto de Investigación Presentado por:

JUAN FERNANDO RESTREPO BUSTAMANTE

Director (es)

Dr(a). ANNE-HÉLÈNE FOSTIER

Universidad Estatal de Campinas

Ing(a). M Sc. MARTHA CONSTANZA DAZA

Universidad del Valle

UNIVERSIDAD DEL VALLE

ESCUELA DE INGENIERIA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE

JUAN FERNANDO RESTREPO BUSTAMANTE

INGENIERIA AGRICOLA

2012

Nota de Aceptación:

Aprobado por el comité de Grado
en cumplimiento de los requisitos
exigidos por la Universidad del Valle
para optar por el título de
Ingeniero Agrícola

Dr(a). Anne-Hélène Fostier

Directora

M Sc.Héctor Mario Gutierrez Zapata

Jurado

Ing(a). M Sc.Diana Maria Delgado Londoño

Jurado

Santiago de Cali, 30 de mayo de 2012

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a todas estas personas que me ayudaron a conseguir llevar a cabo este gran paso y poder cerrar esta etapa de mi vida, a todos aquellos que me dieron un poquito para poder poner todo mi interés en hacer lo mejor.

A mis padres y mi hermana por el apoyo en todos esos momentos de espera, a la profesora Martha Daza por brindarme la oportunidad de trabajar con ella, a la profesora Anne Hélène Fostier por su confianza y orientación para llevar a cabo un buen trabajo y por esta inolvidable experiencia de estar en Brasil, a la profesora Susanne Rath por su colaboración con la química analítica y sus buenos consejos.

A la Universidad Estatal de Campinas y el Instituto de Química, por abrirme las puertas, el soporte e infraestructura para llevar a cabo este trabajo.

A Leonardo y Luciana, por colaborarme con la orientación legal de la estadía en Brasil y a la profesora Liliana por su ayuda con el portugués.

A todos los compañeros de laboratorio, a José, Silvana, Rodrigo, Gustavo, Alexandra, Eberth, Odilón, Cicero, por la buena compañía y el ayudarme a resolver inconvenientes cuando los tenía.

A José Carlos, María Angélica, Edson, Carlos, João, Tiberio, Anthony, Etienne, Sam, Veruska, por este incomparable equipo de trabajo y por todas esas experiencias vividas en Acre.

A todas las personas que, directa o indirectamente, contribuyeron en la realización de este trabajo.

CONTENIDO

LISTA DE ABREVIATURAS.....	VII
LISTA DE FIGURAS	IX
LISTA DE TABLAS.....	X
LISTA DE ANEXOS.....	XI
RESUMEN DEL PROYECTO.....	XII
 INTRODUCCIÓN.....	 1
JUSTIFICACIÓN.....	3
OBJETIVOS.....	4
Objetivos Específicos.....	4
 1. MARCO DE REFERENCIA.....	 5
1.1. Ciclo del mercurio.....	5
1.2. El mercurio en el ambiente amazónico.....	5
1.3. Toxicología del mercurio.....	8
1.4. Mercurio Atmosférico.....	9
1.5. Deposición seca.....	11
1.6. Deposición Húmeda.....	12
1.7. El mercurio en la vegetación.....	13
1.8. Fuentes de emisión.....	14
1.9. Combustión de Biomasa.....	15
1.10. Estimación de Emisiones de Mercurio proveniente de la quema de biomasa.....	18
1.11. Espectrometría de absorción atómica.....	18
1.12. Validación del método analítico.....	19
1.12.1. Selectividad.....	19
1.12.2. Curva de Calibración y linealidad.....	20
1.12.3. Precisión.....	20
1.12.4. Reproductividad.....	20
1.12.5. Exactitud.....	21
1.12.6. Limite de detección.....	21
1.12.7. Limite de Cuantificación.....	21
1.12.8. Robustez.....	21
 2. PARTE EXPERIMENTAL.....	 23
2.1. Área de estudio.....	23
2.2. Descripción del sitio.....	23
2.3. Experimento de quema.....	25
2.4. Colecta de muestras.....	26
2.5. Control de temperatura durante la quema.....	27

2.5.1.	Programación de Dataloggers.....	28
2.5.2.	Creación transeptos y trazados del área.....	28
2.6.	Preparación de las muestras.....	29
2.6.1.	Secado de las muestras de vegetación.....	29
2.6.2.	Homogenización, separación y molienda de las muestras.....	29
2.6.3.	Almacenamiento de las muestras.....	29
2.7.	Método analítico.....	29
2.8.	Validación del método analítico.....	31
2.8.1	Patrones y reactivos.....	31
2.8.2.	Soluciones de trabajo de mercurio.....	31
2.8.3.	Muestras certificadas.....	31
2.8.4.	Curva analítica, rango lineal y linealidad.....	31
2.8.5.	Precisión intra e inter día.....	32
2.8.6.	Limite de detección y cuantificación.....	32
2.8.7.	Exactitud.....	33
2.8.8.	Robustez.....	33
2.9.	Análisis de muestras.....	34
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	35
3.1.	Levantamiento de datos sobre producción de hojarasca y Índice de área foliar (LAI).	35
3.2.	Inventario forestal.....	36
3.3.	Desarrollo y validación del método para la determinación de Hg en la vegetación.....	37
3.3.1	Desarrollo y validación del método: curva analítica.....	37
3.3.1.1.	Rango lineal y linealidad.....	37
3.3.1.2.	Precisión intra e inter día.....	39
3.3.1.3.	Limite de detección y cuantificación.....	39
3.3.1.4	Exactitud.....	40
3.3.1.5	Robustez.....	41
3.4.	Muestras analizadas.....	44
3.5.	Contenido de Mercurio en la biomasa y factores de emisión.....	54
4.	CONCLUSIONES.....	59
5.	RECOMENDACIONES.....	60
	REFERENCIAS DOCUMENTALES.....	61
	ANEXOS.....	73

LISTA DE ABREVIATURAS

ANVISA: del portugués “Agencia Nacional de Vigilância Sanitária”, Brasil.

INPE: del portugués “Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais”, Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales.

DMA: del inglés “Direct Mercury Analyzer”, Analizador Directo de Mercurio.

DAP: Diámetro a la altura del pecho.

FAPESP: del portugués “Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo”, Fundación de Amparo a Investigación del Estado de San Pablo.

FDA: del inglés “Food and Drug Administration”.

GFEDv2: del inglés “Global Fire Emissions Database”, base de datos de emisiones de fuego globales.

GMOS: del inglés “Global Mercury Observation system”, sistema de observación de mercurio global.

LAI: del inglés “Leaf Area Index”, Índice de Área Foliar.

LOD: Limite de detección.

LOQ: Limite de cuantificación.

MeHg: Metilmercurio.

MGR: Mercurio Gaseoso Reactivo.

MGT: Mercurio Gaseoso Total.

MO: Materia Orgánica.

MPT: Mercurio Particulado Total.

OMS: Organización Mundial de la Salud.

UNEP: del inglés “United Nations Environmental Program”, Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas.

PNUMA: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

UnB: Universidad de Brasilia.

US. EPA: del inglés “Environmental Protection Agency of United States”, Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos.

V_d : velocidad de deposición de mercurio.

WHO: del inglés “World Health Organization”, Organización Mundial de la Salud.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Ciclo del Mercurio en el ambiente amazónico.	7
Figura 2.	Bioma Amazónico Brasileiro y cicatrices de quema (2005).	24
Figura 3.	Croquis área de quema, Rio Branco – Acre / Brasil.	25
Figura 4.	Esquema del equipo Analizador Directo de Mercurio DMA-80	30
Figura 5.	Curva analítica (célula O).	38
Figura 6.	Distribución de residuos en la curva analítica, en el rango de 0,5 a 8ng	39
Figura 7.	Gráfico de errores relativos normalizados para un planeamiento factorial fraccionado con ocho experimentos y siete variables, $E_{\text{crítico}}$, valor del efecto.	42
Figura 8.	Estudio de Efecto matriz con muestras de hojas de durazno SMR 1547 en el DMA.	43
Figura 9.	Estudio de Efecto matriz con muestras de hojas de Manzana SMR 1515 en el DMA.	43
Figura 10.	Concentración de mercurio (ng/g) en las hojas de los árboles seleccionados.	46
Figura 11.	Concentración de mercurio (ng/g) en las muestras de sub bosque y hojarasca.	48
Figura 12.	Concentración de mercurio (ng/g) en las muestras de corteza.	53

LISTA DE TABLAS

Tabla 1.	Especies vegetales colectadas.	27
Tabla 2.	Volúmenes de la solución de mercurio 100 ng mL ⁻¹ transferidos para las barcas y las respectivas masas de mercurio correspondientes.	32
Tabla 3.	Matriz de factores para la determinación de la robustez del método.	33
Tabla 4.	Especies más representativas de árboles en el área central de estudio.	37
Tabla 5.	Datos obtenidos para la construcción de la curva analítica.	38
Tabla 6.	Valores de mercurio determinados en los materiales certificados.	40
Tabla 7.	Factores evaluados en el ensayo de robustez y valores de los efectos.	41
Tabla 8.	Contenidos de Hg determinados en las hojas.	45
Tabla 9.	Contenidos de Hg determinados en las muestras de hojarasca.	47
Tabla 10.	Contenidos de Hg determinados en las muestras de hojarasca.	50
Tabla 11.	Contenidos de Hg determinados en las muestras de Corteza.	52
Tabla 12.	Biomasa total, stock de Hg y factor de emisión de Hg para la quema en Rio Branco, 2011.	56

LISTA DE ANEXOS

Anexo I.	Producción de hojarasca en locales de la selva amazónica	74
Anexo II.	Índices de área Foliar (LAI) en locales de la selva amazónica brasileña.	76
Anexo III.	Emisiones Globales de Mercurio de fuentes naturales para 2008.	77
Anexo IV.	Emisiones Totales de mercurio de las principales fuentes antropogénicas.	78
Anexo V.	Emisiones de Mercurio Proveniente de quema de biomasa.	79
Anexo VI.	Control de temperaturas durante la quema.	80

RESUMEN

La deforestación de los bosques tropicales ha llevado a serios daños ambientales que han repercutido a nivel mundial, incluyendo, entre esos, la removilización de mercurio inmovilizado en la biomasa cuyo impacto todavía es desconocido. En donde en la región amazónica con el alto impacto que tiene la quema anualmente y el avance de la frontera humana, se removiliza este mercurio siendo transferido a la atmósfera y las aguas, afectando en escala local y regional a las poblaciones cercanas. El objetivo de este trabajo es la determinación de mercurio en la vegetación característica de la Amazonía y sus factores de emisión después de la quema, de la región de Rio Branco – Estado de Acre en el Brasil,

Para la determinación de mercurio en hojas, hojarasca, sub-bosque, madera y corteza fue validado el método analítico, usando el Analizador Directo de Mercurio. Los parámetros de validación fueron: rango, linealidad, precisión intra e inter – día, exactitud y robustez.

Fueron colectadas 105 muestras de vegetación, en septiembre del 2011 en la hacienda de la Embrapa en Rio Branco, la concentración de mercurio (mínima y máxima) determinada fue: Hojas ($5,3 \pm 0,1$ a $84,6 \pm 0,8$), Hojarasca (45 ± 2 a 32 ± 2), Sub-bosque (16 ± 2 a 24 ± 4), Madera ($< \text{LOQ}$ a $6,2 \pm 0,8$) y Corteza ($< \text{LOQ}$ a 4 ± 1), cuyo factor de emisión es de $0,73 \text{ g ha}^{-1}$.

Los datos obtenidos son importantes para servir como instrumento para evaluaciones del impacto ambiental provocado por las quemas de los bosques amazónicos.

Palabras clave: Mercurio, Amazonía, Quema de Biomasa, Factor de Emisión.

INTRODUCCIÓN

Hoy en día existe un creciente interés mundial por conocer el ciclo, permanencia e impacto de los contaminantes en el ambiente, por lo que algunas universidades e institutos de investigación han movido recursos para encontrar respuestas acerca de estos temas.

Entre estos contaminantes que tienen incidencia mundial se encuentra el mercurio que está presente en muchas materias primas y además tiene una amplia movilidad en el ambiente terrestre y acuático, del cual ya se han presentado algunos casos de contaminación extrema como es el caso de Minamata en el Japón donde se liberaron al ambiente entre 1932 y 1968 cerca de 27 t de Hg, provocando la muerte directa de 900 personas y pudiendo haber afectado a más de 2 millones hasta el año 2001, por el consumo de pescado contaminado con metilmercurio (McCurry, 2006). Igualmente han ocurrido en el mundo algunos casos similares no tan nombrados como los casos de las minas de Almadén en España, las minas de oro en San Petersburgo (1838-41), la situación de la Amazonía desde el siglo XVII y casos de contaminación de Trigo contaminado con metilmercurio en Iraq (1971-72) entre otros.

La gran cantidad de mercurio que es liberado al ambiente anualmente se debe especialmente a la quema de carbón mineral, responsable de cerca del 50% del mercurio liberado a la atmósfera y a otras industrias como la metalúrgica, la minería y la producción de cemento, que son grandes fuentes de contaminación directa de mercurio al medio ambiente, en donde se calcula que cerca de 7438 t de Hg son liberadas anualmente a la atmósfera (Friedli *et al.*, 2009b).

Todo estos antecedentes hacen volcar las miradas a la importancia de conocer la movilidad del mercurio en el planeta y entender como este elemento al ser liberado, se puede convertir en compuestos muy tóxicos como el metilmercurio y otros compuestos orgánicos (Bisinoti *et al.*, 2007), los cuales se pueden acumular en las cadenas alimentarias hasta un millón de veces y afectar gravemente la salud humana en las zonas de alto impacto por esta contaminación.

En los ecosistemas forestales, los suelos y la cobertura vegetal actúan como sistemas de inmovilización de mercurio y, por lo tanto limitan su movilidad en el medio ambiente, siendo todavía el papel de los bosques como sumidero de Hg todavía poco conocido (Biswas *et al.*, 2008).

La deforestación en la región Amazónica es efectuada principalmente por un proceso de quema de biomasa, que es llevada a cabo para limpiar los terrenos y

dejarlos libres de vegetación, para luego tener un aprovechamiento agrícola o pecuario. Este proceso de quema puede conducir a una nueva movilización del mercurio en escala local y regional lo que genera un alto riesgo dado que este elemento está incluido en la lista de sustancias tóxicas persistentes en el medio ambiente (PNUMA, 2002).

En la atmósfera el mercurio puede participar en varios procesos e interacciones de naturaleza química, física y fotoquímica, lo que permite su transferencia a los sistemas acuáticos y terrestres, así como, su posible conversión en metilmercurio (MeHg) (Bisinoti *et al.*, 2007).

En los bosques naturales el Hg presente en el suelo puede ser originario de depósitos minerales naturales, sin embargo las mayores contribuciones de este elemento están principalmente asociadas con la deposición del Hg sobre el dosel del bosque (Grigal, 2003). El dosel por presentar una gran área superficial permite la retención del Hg gaseoso atmosférico, especialmente por procesos de adsorción e intercambio gaseoso. Siendo así el mercurio alojado en los tejidos vegetales y transferido al suelo a través de la hojarasca y su posterior descomposición (Rea *et al.*, 2002).

La quema de los bosques puede llevar a una nueva movilización de Hg y su transferencia a la atmósfera y al sistema acuático, debido principalmente a los siguientes procesos: 1) Volatilización del mercurio almacenado en la biomasa que es casi todo emitido a la atmósfera durante la combustión (Friedli *et al.*, 2003), 2) Emisiones atmosféricas de Hg por liberación térmica del suelo (Engle *et al.* 2006), 3) Emisión directa del mercurio expuesto en el suelo después de la deforestación (Cordeiro *et al.*, 2002), y 4) Transferencia directa desde el suelo hasta las aguas por lixiviación (Roulet *et al.*, 2000). Los dos primeros procesos son los que llevan a un aumento de concentración de Hg en escala local, regional o global, debido a la liberación atmosférica del mercurio, y los dos últimos procesos pueden contribuir para una contaminación del ecosistema de la región a largo plazo. Sin embargo, hasta el presente, los mecanismos envueltos en estos procesos son todavía poco conocidos.

Estimativas globales de emisiones de mercurio provenientes de la quema de biomasa las ubican en un orden del 13% del total de emisiones provenientes de fuentes antropogénicas y naturales. Sin embargo, la mayoría de estudios fueron realizados en países de Europa y América del Norte (Engle *et al.*, 2006; DiCosty *et al.*, 2006; Wiedinmeyer y Friedli 2007.), siendo todavía muy escasos los datos obtenidos en el hemisferio sur, incluyendo el Brasil.

JUSTIFICACIÓN

Estudios recientes han mostrado que fuentes de mercurio como la proveniente de quema de biomasa, también pueden afectar significativamente los procesos de bioacumulación de Hg en los ecosistemas regionales (Barbosa *et al.*, 2003, Bastos *et al.*, 2007). Teniendo en consideración que la Amazonía Brasileña tiene un área de $0,4 \times 10^9$ ha, representando globalmente cerca del 10% de superficie cubierta por selvas en el planeta, y que la tasa de deforestación entre los años 2000 y 2011 fue de $1,58 \times 10^6$ ha/año (INPE, 2012a), las cuales la mayoría de veces se ven afectadas por quemas se muestra la importancia de estudiar los procesos de transferencia de Hg en estos ecosistemas.

Datos publicados sobre las emisiones de Hg por quema directa de bosques en la amazonía, muestran una variación entre 6 y 108Mg/año (Veiga *et al.*, 1994; Lacerda, 1995; Roulet *et al.*, 1999; Michelazzo *et al.*, 2010; Friedli *et al.*, 2009b), en todos estos estudios los valores fueron calculados multiplicando los factores de emisión (g Hg ha^{-1}) por el área considerada quemada anualmente.

Con base a estas informaciones es importante evaluar el impacto de la deforestación y quema de los bosques en la región amazónica, cómo el mercurio es removido y liberado a partir de la biomasa, y además la interfase suelo – atmósfera, durante y después de la quema. En este contexto, el proyecto busca la determinación de las concentraciones de mercurio en la vegetación y así mismo sus factores de emisión durante la quema, en la región de Rio Branco, Estado de Acre, en Brasil, además de brindar una herramienta para la validación del modelo del ciclo del mercurio en los bosques y el entendimiento de su biogeoquímica en la región amazónica.

Este trabajo hizo parte de un proyecto de Investigación Financiado por la FAPESP (2010/19040-4) “Impacto de la deforestación sobre las emisiones de mercurio en bosques tropicales de la región amazónica”, coordinado por la Profa. Dra. Anne Hélène Fostier (UNICAMP), el cual es también desarrollado con la colaboración del proyecto “Combustión de biomasa de la floresta amazónica” financiado por la FAPESP (2008/04490-4), y coordinado por el Prof. Dr. João Andrade Carvalho Jr. (Unesp/INPE).

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Estimar la concentración de mercurio en la biomasa propia de la selva amazónica y sus factores de emisión después de la quema, de la región de Bajo Acre, Acre, Brasil.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- a) Validar la metodología para la determinación de mercurio en la biomasa de la zona de estudio, usando un analizador directo de mercurio.
- b) Determinar la cantidad de mercurio presente en la biomasa en la región de Rio Branco, Estado de Acre en Brasil, para estimar las emisiones de mercurio durante la quema de bosques.
- c) Calcular los factores de emisión de mercurio procedentes de la quema de biomasa hacia la atmósfera en el proceso de quema de bosques en selva amazónica de la región de Bajo Acre, Brasil.

1. MARCO DE REFERENCIA

1.1. CICLO DEL MERCURIO

Una de las mayores fuentes de entrada de este metal al medio ambiente son sus emisiones al aire, principalmente por quema de basura y quema de carbón, pero se producen también emisiones de mercurio de diversas fuentes de producción (Cloro-alcálí, cemento, papel) y otras fuentes diversas que van directamente al agua y a la tierra, representando un 98% de las emisiones antropogénicas (Gaona, 2004).

El mercurio, una vez liberado, permanece en el medio ambiente, donde circula entre el aire, el agua, los sedimentos, el suelo y la biota en diversas formas. Las emisiones actuales se añaden al fondo de mercurio existente en el mundo que se sigue movilizándolo, depositándose en el suelo, el agua y volviendo a moverse.

La forma en que se libera el mercurio varía según los tipos de fuentes y otros factores. La mayoría de las emisiones al aire son en forma de mercurio elemental gaseoso, pudiendo experimentar varias transformaciones físicas y químicas antes de ser depositado en el suelo (Lin y Pehkonen, 1999).

Transportándose así por todo el mundo a regiones alejadas de las fuentes de emisión. Las emisiones restantes se producen en forma de mercurio gaseoso, inorgánico, iónico (como el cloruro de mercurio) o consolidado en partículas emitidas. Estas formas tienen un período de vida más corto en la atmósfera y se pueden depositar en tierras o masas de agua a distancias aproximadas de 100 a 1000 kilómetros de su fuente. El mercurio elemental en la atmósfera puede transformarse en mercurio iónico, que crea una vía importante para el depósito del mercurio elemental emitido (PNUMA, 2002).

En las estimaciones de balance de masa global de mercurio, se ha sugerido que más estudios sean encaminados al entendimiento de las reacciones de reducción sobre la superficie de los océanos, el intercambio entre la atmósfera y la vegetación, siendo este conocimiento útil para reducir las incertidumbres en el modelaje del mercurio global (Qureshi *et al.*, 2011).

1.2. EL MERCURIO EN EL AMBIENTE AMAZONICO

Con el agotamiento de los depósitos de oro en algunas regiones de la amazonía y el aumento del precio del mismo en más de 360% en la última década, (Svenson *et al.*, 2011), se ha incrementado la deforestación y la minería en algunas

regiones de la amazonía especialmente en Perú, donde la minería artesanal libera directamente el Hg en los cauces de agua y sedimentos, conduciendo este mercurio usado para la amalgamación del oro en el proceso de extracción, por ríos tributarios y haciéndolo parte del ciclo biogeoquímico del río Amazonas (Bastos *et al.*, 2006), en donde según Nriagu, (1994) se han liberado al ambiente cerca de 200.000 t en Centro y Sur América, provenientes de la minería, en el periodo de 1550 a 1880, y según Lacerda y Pfeiffer, (1992), se liberaron al ambiente amazónico entre 1500 y 3000 t de Hg, durante la década de los 80s, para un promedio anual de 40 a 130 t anuales de Hg, proveniente de la actividad minera.

Además se calcula que del 50 al 60% de este mercurio es liberado a la atmósfera, por la quema de la amalgama durante el proceso de separación del oro. Varios estudios sugieren que los factores de emisión de mercurio por la actividad minera varían entre 1,3 a 2 kg de mercurio emitido al ambiente, por cada kg de oro producido (Lacerda y Pfeiffer, 1992), llegando así a tener un pasivo ambiental considerable, sin embargo no es posible decir cuál de esta fracción fue lanzada al ambiente amazónico.

Estudios detallados llevados a cabo en los Andes Colombianos muestran que la relación de oro / mercurio usado en la minería alubial es de 1 (Au) / 14.6 (Hg), donde se cuantificaron las pérdidas de Hg en 46.7% durante el lavado del mineral y 3.76% durante la quema de la amalgama, para una recuperación de 50% del mercurio usado en el proceso de minería, por lo que de cada gramo de oro producido se estarían desechando al ambiente cerca de 7,3 g de Hg (Cordy *et al.*, 2011) pudiendo llegar a valores mayores de esta razón Hg (perdido): Au (producido) a valores de 12.04 ± 5.48 , con un porcentaje de liberación atmosférica de 70%, en minería artesanal en los Andes Ecuatorianos (Valásquez-López *et al.*, 2010).

En la minería tradicional el mercurio es adicionado al mineral extraído, en promedio 80g de Hg por 60 Kg de mineral y ajustado su pH a 11 con cal viva, luego el material es lavado y la amalgama recuperada, después el exceso de mercurio es filtrado y la amalgama resultante es quemada, en general la emisión de Hg depende de la complejidad de la explotación minera y de su capacidad para el uso de dispositivos de recuperación de mercurio (Cordy *et al.*, 2011).

Estudios más recientes señalan que el hombre no es el único responsable por las emisiones de mercurio en la Amazonía. Validaciones efectuadas a las condiciones climáticas en los últimos 30000 años, pudieron asociar los periodos más secos en la Amazonía con las emisiones más importantes de mercurio, provenientes de quemadas intensas, lanzando el mercurio almacenado en los suelos y la biomasa a la atmósfera aumentando así las concentraciones de mercurio en ambientes menos sujetos a la quema (Wassermann *et al.*, 2001).

Así las emisiones de mercurio presentes en la atmósfera como mercurio elemental es oxidado en la atmósfera a su forma iónica Hg^{2+} expresado en la Figura. 1,

donde luego por deposición de la lluvia o por deposición seca, es almacenado sobre la superficie de la vegetación, para luego depositarse sobre el suelo vía hojarasca y ser retenido en los suelos especialmente ricos en hierro, en donde por medio de lixiviación y erosión es conducido hacia fuentes de agua, para posteriormente ser convertido en MeHg en ambientes anóxicos especialmente por la importante acción de algunos microorganismos, como las bacterias reductoras de hierro presentes en sedimentos ricos en este elemento (Mitchell *et al.*, 2008). La importancia relativa de estos mecanismos de metilación todavía no ha sido determinada (Wassermann *et al.*, 2001).

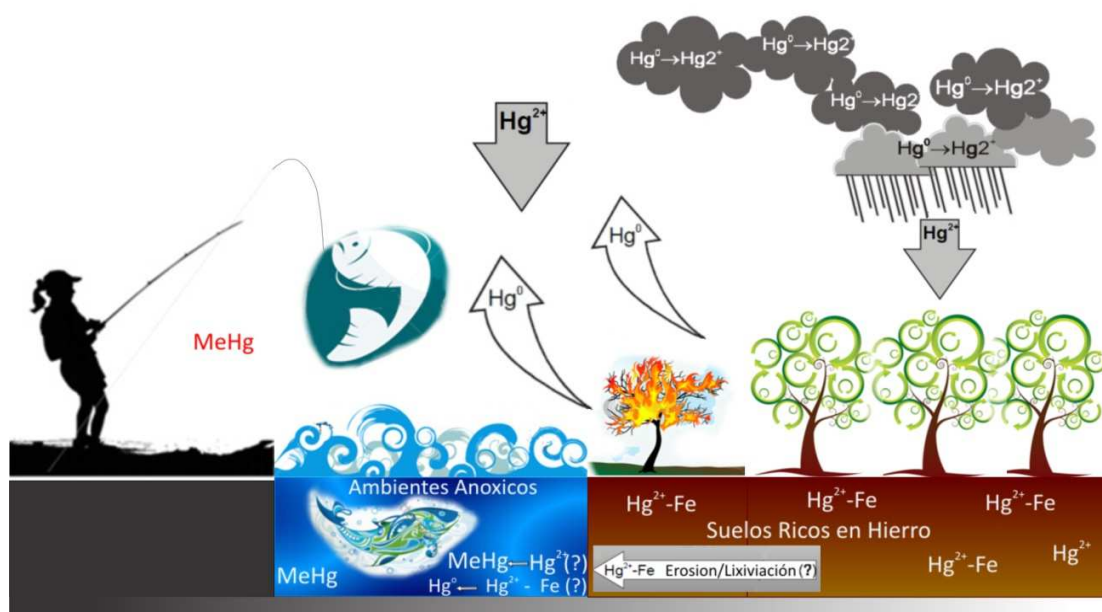


Figura 1. Ciclo del Mercurio en el ambiente amazónico. (Adaptado de Wassermann *et al.*, 2001).

A pesar de la buena documentación disponible en contaminación de la biota, sedimentos, suelos y algunas poblaciones locales del Amazonas, las fuentes de mercurio y sumideros del mismo en el Amazonas brasileiro todavía no están bien establecidos, así mismo como el pleno entendimiento de su ciclo biogeoquímico todavía no está disponible (Hacon *et al.*, 2008).

1.3. TOXICOLOGIA DEL MERCURIO

La toxicidad del mercurio depende de su forma química y por lo tanto los síntomas y signos, varían según se trate de mercurio elemental o de los diferentes compuestos orgánicos e inorgánicos de mercurio.

El envenenamiento por mercurio se caracteriza principalmente por el daño al sistema nervioso central y alteraciones en la composición de la sangre. La contaminación con mercurio elemental se produce principalmente por vía respiratoria. Su absorción digestiva es prácticamente nula, por lo que se considera relativamente no tóxico si se ingiere. Sin embargo, sus vapores se absorben rápidamente y pueden ser oxidados en el cuerpo a Hg^{2+} , que se une a las proteínas y se almacena en el bazo y los riñones, haciendo que su tasa de eliminación sea baja. Los trastornos neurológicos y del comportamiento son algunos de los síntomas observados después de la inhalación de mercurio (PNUMA, 2002). Donde algunos efectos después una continua exposición a bajos niveles de Hg (300 ng/m^3), pueden derivar en reacciones poco pronunciadas de fatiga, irritabilidad y pérdida de memoria (WHO, 2001) y teniendo síntomas más fuertes como dolores en el pecho, disnea, tos, hemoptisis, alteración de la función pulmonar y neumonitis intersticial, al existir una baja exposición a altos niveles de vapores de mercurio (Levin *et al.*, 1988).

La contaminación por metilmercurio (MeHg) puede provocar efectos perjudiciales particularmente en el cerebro en formación durante el embarazo, donde estudios adicionales han mostrado que un pequeño aumento en la exposición al metilmercurio puede causar efectos perjudiciales en el sistema cardiovascular y un incremento en la mortalidad. Así mismo según la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (PNUMA, 2002), los compuestos de metilmercurio son considerados cancerígenos para los seres humanos. La principal vía de contaminación con metilmercurio (MeHg) es la ingestión de alimentos contaminados, principalmente pescados donde las concentraciones más altas se encuentran en peces superiores depredadores debido a su bioacumulación hasta de un millón de veces en las cadenas alimentarias especialmente en el agua (Schroeder y Munthe, 1998), donde el metilmercurio al ingresar al cuerpo es absorbido rápidamente por el tracto gastrointestinal (PNUMA, 2002). Esta anterior situación es la principal razón de preocupación por las emisiones de mercurio dentro de la biosfera (Dastoor y Larocque, 2004). El MeHg en el torrente sanguíneo se une a la hemoglobina y se distribuye a diversos órganos, especialmente a los riñones y el cerebro.

Se han establecido en los diferentes países legislaciones en las cuales se determinan las concentraciones máximas de ingesta de mercurio siendo los mayores exponentes la comunidad europea con $0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1}$, Japón $0,4 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ y Estados Unidos 1 mg kg^{-1} de MeHg. Siendo en Brasil las concentraciones

máximas de Hg en peces (excepto predadores) de $0,5 \text{ mg Hg kg}^{-1}$ y de 1 mg Hg kg^{-1} en peces predadores (ANVISA, 1998).

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) se plantean como indicadores para la concentración de mercurio en ambientes externos de hasta $1 \mu\text{g m}^{-3}$, y para organizaciones como la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos US. EPA esta cifra es de 300 ng m^{-3} (PNUMA, 2002). mg kg^{-1}

En la cuenca amazónica del Río Madeira – Brasil una zona afectada por el impacto de la minería entre los años 80 y 90s, mostrando así que 45 comunidades estudiadas de la región presentan una concentración promedio de mercurio en muestras de cabello, inferior a la considerada normal por la OMS ($< 6,0 \text{ mg kg}^{-1}$) otras 44 comunidades estos valores estuvieron por encima de este límite. Para 16 de ellas la media de las concentraciones de Hg fue más alta que el límite de $16,0 \text{ mg kg}^{-1}$, considerado por la OMS como el nivel en que comienzan a aparecer los síntomas toxicológicos (Bastos *et al.*, 2006), otros estudios conducidos por Santos *et al.*, (2002) en la región de lago Grande, río Tapajos, Estado de Para en el Brasil, una región sin impacto de minería, detectaron valores de entre $4,33 \text{ mg kg}^{-1}$ a $8,58 \text{ mg kg}^{-1}$ en el cabello de cuatro comunidades riverinas, mostrando que estas comunidades tienen un grado medio de exposición al mercurio.

En la región de Rio Branco, estado de Acre no hay reportes de minería de oro, sin embargo la proximidad de la cuenca del río Madeira, afectada por el intensivo uso de mercurio en la producción de oro en el vecino estado de Rondonia y la ocurrencia de actividades mineras en Perú y Bolivia, por lo que estudios realizados por Oliveira-Santos *et al.*, (2002) encontraron que el 8,6% de la población presentaba niveles de concentraciones de mercurio en el cabello por encima de $6,0 \text{ mg kg}^{-1}$.

1.4. EL MERCURIO ATMOSFÉRICO

El mercurio atmosférico existe primariamente como forma inorgánica con dos estados de oxidación: mercurio elemental gaseoso (Hg^0) y mercurio gaseoso reactivo (Hg^{2+}) (MGR) (Lin y Pehkonen, 1999), además el mercurio atmosférico tiene otro componente importante que es el mercurio particulado (Hg (p)), el mercurio particulado total (MPT) los cuales consisten en el mercurio (Hg^0 o MGR) ligado o adsorbido por material particulado (Munthe *et al.*, 2001). De estas tres especies sólo el (Hg^0), se identifica directamente por métodos espectroscópicos, mientras que las otras dos especies se definen operacionalmente, es decir, sus estructuras químicas y físicas no pueden ser identificados con precisión por métodos experimentales, por esto ellas son caracterizadas por sus propiedades y la capacidad de ser colectadas por diferentes equipos.

El mercurio gaseoso total (MGT) se compone principalmente de (Hg^0) (~ 97%) y de pequeñas fracciones de otras especies volátiles como HgCl_2 , CH_3HgCl o $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ (Munthe y McElroy, 1992) teniendo un tiempo estimado de residencia en la atmósfera de 0,5 – 2 años (Schroeder y Munthe, 1998). El mercurio gaseoso reactivo (MGR) es definido como una especie soluble en agua a presión de vapor, lo suficientemente alta como para existir en fase gaseosa. El término reactivo se refiere a la capacidad de esta especie para ser reducida en soluciones acuosas sin tratamiento previo. Reportando concentraciones en el agua de lluvia de entre 5 a 100 ng L^{-1} (Lin y Pehkonen, 1999). Estudios recientes han reportado que el (MGR) proveniente de fuentes antropogénicas puede representar más del 30% del Hg atmosférico (Lui *et al.*, 2011), siendo además una importante fuente de esta especie de mercurio la oxidación llevada a cabo en la alta troposfera (Sheu *et al.*, 2010). El mercurio particulado total (MPT) consiste en el mercurio (Hg^0 o MGR) ligado o adsorbido por material particulado (Munthe *et al.*, 2001) generalmente representando menos del 10% del Hg total en el aire (Lu y Schroeder, 2004). En áreas remotas sin fuentes antrópicas locales de mercurio, las concentraciones de MPT son generalmente bajas y el MGT aporta la mayor parte (> 99%) de la concentración de mercurio en el aire (Munthe *et al.*, 2001). En las regiones industrializadas, la concentración de MPT puede alcanzar aproximadamente el 40% del total de mercurio en la atmósfera, sugiriendo que el mercurio particulado es largamente de origen antropogénico (Lin y Pehkonen, 1999). En China, en zonas urbanas se han cuantificado concentraciones de MPT dos veces mayores de magnitud que en zonas de Norteamérica y Europa (Fu *et al.*, 2011).

Debido a su baja reactividad y baja solubilidad en agua pura, el (Hg^0) tiene un largo periodo de permanencia en la atmósfera de entre 1 a 2 años, pudiendo ser transportado a grandes distancias (Schroeder y Munthe, 1998). El mercurio elemental (Hg^0) es removido lentamente de la atmósfera por deposición seca y por su transformación en especies más solubles. En comparación, Hg^{2+} y el mercurio particulado ($\text{Hg}(\text{p})$) tienen un tiempo de residencia en la atmósfera más bien corto y son las principales formas de mercurio eliminado de la atmósfera a través de deposición húmeda y seca (Lindberg *et al.*, 2007).

El material particulado presente en la atmósfera, puede depositarse eficientemente si se encuentra como huésped en nubes con precipitación (Cohen *et al.*, 2004). El proceso de deposición de mercurio atmosférico depende de cómo se encuentra la atmósfera (Hg^0 , Hg^{2+} y $\text{Hg}(\text{p})$) y de la presencia de otros componentes de la atmósfera que participan en el proceso de eliminación (Schroeder y Munthe, 1998). El mercurio divalente puede reaccionar con múltiples agentes como ($\text{OH}^\cdot$, $\text{Cl}^\cdot$, $\text{Br}^\cdot$, $\text{I}^\cdot$, SO_3^{2-} y $\text{CN}^\cdot$) formando complejos, tales como HgCl_2 , $\text{Hg}(\text{OH})_2$ e $\text{Hg}(\text{SO}_3)_2^{2-}$. El mercurio particulado se forma cuando los complejos de Hg son principalmente absorbidos en partículas atmosféricas principalmente en la fase acuosa. En la atmósfera, tanto en agua y en medio gaseoso, la oxidación de Hg^0 puede ocurrir por importantes oxidantes atmosféricos como el ozono, los radicales hidroxilo y cloruro y así como la

reducción de Hg^{2+} por agentes reductores importantes como: complejos de azufre (sulfitos) y los radicales peróxidos. Fenómenos de fotorreducción también puede ocurrir, aunque en menor escala (Schroeder y Munthe, 1998).

Las interacciones entre el suelo / vegetación / atmósfera consisten en un complejo sistema de flujos bi-direccionales (Lindberg, 1996, Kim *et al.*, 1995 y Poissant, 1996). La mayor parte del mercurio presente en la vegetación es proveniente de fuentes atmosféricas. El mercurio, gaseoso y particulado es depositado en la superficie de las plantas vía húmeda y/o seca y se acumula principalmente en las hojas, pudiendo ser asimilados por los tejidos foliares (Schroeder y Munthe, 1998). Cuando hay suelos altamente contaminados, el Hg puede ser absorbido por la vegetación a través de la raíz (Ericksen *et al.*, 2003).

Parte del mercurio acumulado en la superficie foliar es lavado por el agua de lluvia con la consiguiente contaminación de las aguas de escurrimiento (Rea *et al.*, 1996). El mercurio presente allí puede ser responsable del enriquecimiento de este elemento en la hojarasca de los bosques y en el suelo del bosque. El enriquecimiento de la vegetación vía absorción de la raíz, aunque posible en suelos altamente contaminados, parece ser insignificante en comparación con el enriquecimiento por medio de la deposición húmeda y seca. El mercurio acumulado en la vegetación y el suelo sea el de origen endógeno o proveniente de deposición atmosférica, puede ser emitido a la atmósfera (DiCosty *et al.*, 2006).

La deposición del mercurio puede ser de dos tipos, deposición seca principalmente para el Hg^0 (Zhang *et al.*, 2009) y la deposición húmeda, donde las especies más solubles del mercurio como el Hg^{+2} y el MGP, son depositadas en los doseles del bosque y continuando su paso en el ciclo biogeoquímico de este elemento (Han *et al.*, 2005).

1.5. DEPOSICIÓN SECA

La superficie de intercambio de mercurio elemental es comúnmente bidireccional, con emisiones durante el día y deposición durante la noche, para superficies vegetales con concentraciones bajas de Hg^0 atmosférico, sin embargo también se ha visto deposición durante el día especialmente cuando el Hg^0 en el ambiente es alto; velocidades típicas para deposición seca de Hg^0 están en el rango de $0,1 - 0,4 \text{ cm s}^{-1}$. El mercurio reactivo tiene una velocidad de deposición alta de $0,5 - 6 \text{ cm s}^{-1}$, y para el mercurio particulado se sugieren valores de $0,02 - 2 \text{ cm s}^{-1}$ (Zhang *et al.*, 2009). Estudios recientes sugieren que muchas especies gaseosas, tienden a depositarse rápidamente sobre doseles con índices de área foliar mayores, con resistencia estomática mínima y una superficie áspera mayor que otro tipo de doseles (Zhang *et al.*, 2003). Esta teoría también parece aplicarse para el mercurio

donde se muestra una V_d de $0,4 \text{ cm s}^{-1}$ en promedio, y de 3-5 veces más alta sobre bosques húmedos o con gran concentración de mercurio ambiental, donde la humedad del dosel parece mejorar la deposición de Hg^0 (Lindberg *et al.*, 1998), siendo la deposición leve durante la noche, y algo mayor durante la madrugada, con emisiones más frecuentes durante el día y deposición de nuevo en el ocaso (Lindberg *et al.*, 1998). La cantidad de deposición de Hg^0 depende de su concentración en el ambiente (Ericksen *et al.*, 2003), del índice de área foliar y la edad de las hojas y de otras condiciones biológicas y meteorológicas. También la velocidad de deposición es mayor en magnitud durante la temporada de follaje completo que en la temporada de crecimiento temprano (Lee *et al.*, 2000). Recientes estudios de Gustin y colegas presentados en la conferencia de mercurio como poluyente mundial llevada a cabo en China, 2009, han sugerido que en ecosistemas con bajas concentraciones de Hg (Hg en el suelo $< 0,1 \mu\text{g g}^{-1}$) la vegetación es un sumidero significativo para el mercurio atmosférico incluyendo también la deposición de RGM y Hg(p) (Zhang *et al.*, 2009).

1.6. DEPOSICIÓN HÚMEDA

El mercurio total contenido en la precipitación, es una fuente importante de deposición de las especies reactivas y particuladas de mercurio, las cuales son muy solubles en agua y con fuertes propiedades de adhesión superficial (Han *et al.*, 2005), donde el MGR puede ser rescatado por la lluvia y precipitarse (Lin y Pehkonen, 1999). El mercurio particulado se deposita eficientemente por deposición húmeda (Cohen *et al.*, 2004). Hay una gran porción de Hg en deposición húmeda el cual es originado del transporte de mercurio elemental a través de la conversión química a la forma divalente Hg^{2+} el cual es colectado e incorporado dentro de la precipitación (Dastoor y Larocque, 2004). Muchos estudios han intentado caracterizar la deposición húmeda principalmente en Estados Unidos y Europa, contando especialmente en EE.UU con el National Atmospheric Deposition Program que tiene 20 sitios operacionales monitoreando las concentraciones de mercurio especiado y determinando la deposición total de mercurio en algunas zonas de interés, reportando en sus estudio para 2010 valores entre $3,6$ a $18 \mu\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ para diferentes sitios en EE.UU (NADP, 2010). Estudios llevados a cabo en Corea durante el año 2006 y 2007 reportaron valores de entre $16,8 - 20,2 \mu\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ para zonas que fueron afectadas por eventos de arena provenientes de China, donde los mayores valores fueron reportados en verano, sugiriendo que la captación de mercurio reactivo es más fácilmente recogida por deposición húmeda que el mercurio particulado (Seo *et al.*, 2012).

1.7. MERCURIO EN LA VEGETACIÓN

El mercurio elemental debido a su alta volatilidad a temperatura ambiente, representa el 95% del mercurio total atmosférico. Estudios realizados han mostrado que las resistencias a la captación acumulada de mercurio aumenta por debajo de temperaturas de 10 °C y por encima de 30 °C y decrece con alta intensidad de radiación solar (Rutter *et al.*, 2011). La presencia de doseles de bosques pueden dramáticamente aumentar la deposición de mercurio y su movimiento a través del paisaje (Converse *et al.*, 2010).

Existen dos reservorios de mercurio en las hojas, 1) la fracción intercambiable y 2) la fracción de captación acumulada de Hg^0 al interior de la hoja. Este balance de captación de mercurio depende de factores que afectan la conductancia en los estomas y en el interior de las hojas (Bash, 2010), incluyendo condiciones pertinentes a la fisiología de la planta, actividad enzimática al interior de la planta, humedad de la hoja, precipitación y fotoreducción en la superficie foliar, y así como las diferentes contribuciones de MGR y $Hg(p)$ (Stamenkovic y Gustin, 2009).

Las concentraciones de mercurio gaseoso en hojas en el transcurso del periodo de crecimiento es producto de la exposición a (Hg^0), MGR, mercurio particulado y mercurio en su forma oxidada en agua de lluvia, donde las concentraciones de mercurio en las hojas son primeramente controladas por las concentraciones de mercurio atmosférico (Rutter *et al.*, 2011).

Estudios de modelación han sugerido que la toma de mercurio gaseoso avanza durante el periodo de crecimiento de las hojas y que el mercurio reactivo y particulado sería lavado por la precipitación. En un caso alternativo de captación de mercurio gaseoso, se ha asumido un cese de absorción de mercurio en el momento de máximo índice de área foliar para imitar el decrecimiento de la acumulación foliar reportada en hojas maduras de algunas especies (Rutter *et al.*, 2011). Otros estudios donde se han estudiado la acumulación de mercurio en los follajes de diferentes especies, se ha encontrado que las concentraciones de Hg en las hojas están lideradas por la concentración de mercurio en el aire y se ha sugerido que un alto índice de área foliar o el incremento de la conductancia estomatal en especies residuales puede facilitar la admisión de mercurio atmosférico a las hojas (Millhollen *et al.*, 2006).

Estudios realizados en bosques tropicales en diez diferentes especies muestran que las concentraciones de Hg varían seis veces en magnitud, dependiendo de la especie (França *et al.*, 2004). Esta diferencia puede ser debida al tiempo de vida de las hojas, los tricomas foliares, ceras en la superficie foliares, densidad estomatal y rugosidad, lo cual podría contribuir a diferente actividad fotosintética y procesos de absorción / adsorción.

Trabajos recientes llevados a cabo en Brasil (Teixeira *et al.*, 2012), se encuentran trabajando con patrones temporales de concentraciones de Hg y los altos flujos de Hg en horajasca, comparándolos con zonas templadas y boreales. Estos altos flujos son debidos a la mayor variedad de especies vegetales así como a la mayor actividad fotosintética que son características de los bosques tropicales. Esto ha demostrado la importancia del rol de los bosques y su follaje en el ambiente como un filtro atmosférico de Hg y en donde ecosistemas como la selva amazónica se ven naturalmente enriquecidos por mercurio.

1.8. FUENTES DE EMISIÓN

El mercurio es emitido a la atmósfera a través de fuentes naturales y antrópicas. Entre las fuentes naturales incluyen la corteza terrestre, los incendios forestales, volcanes y fuentes geotérmicas. Entre las fuentes antropogénicas se pueden mencionar la quema de combustibles fósiles (810 Mg año^{-1}), la producción de oro ($400,4 \text{ t año}^{-1}$) y la producción de otros metales que sumados llegan a $353,2 \text{ Mg año}^{-1}$ datos para el año 2008 (Pirrone *et al.*, 2010). Siendo la quema de combustibles fósiles considerada actualmente la mayor fuente de emisiones antropogénicas de mercurio (Pacyna *et al.*, 2006).

En un reciente estudio sobre las fuentes de emisión (Pirrone *et al.*, 2010), se estimó que las emisiones de mercurio a la atmósfera para el año 2008 fueron de 7438 Mg año^{-1} , con 5118 Mg año^{-1} para las fuentes naturales (ver anexo III) y 2320 Mg año^{-1} para las fuentes antropogénicas.

Entre los países que emiten más mercurio por fuentes antropogénicas se encuentran: China ($609,1 \text{ Mg año}^{-1}$), India ($240,9 \text{ Mg año}^{-1}$) y continentes como Europa (excluyendo a Rusia) ($145,2 \text{ Mg año}^{-1}$) y Norteamérica ($152,8 \text{ Mg año}^{-1}$).

En el caso de América del Sur se estimó que emitió $49,7 \text{ Mg año}^{-1}$, donde su principal fuente de emisión antropogénica es la explotación de oro. (Pirrone *et al.*, 2010) (para más información ver, Anexo IV). En esta estimación, la emisión por la biomasa no se consideró como fuente antropogénica, según los autores, debido a la difícil cuestión de distinguir entre los incendios naturales y la quema de biocombustibles (por ejemplo, la quema para la producción de carbón, etc). Sin embargo, los autores admiten que la quema de biomasa puede ser una fuente importante de emisiones de mercurio en algunas regiones, llegando a contribuir hasta con un 8% de las emisiones totales en el periodo 1996-2006 (Friedli *et al.*, 2009a). Datos recientes del Sistema de Observación de Mercurio Global (GMOS por sus siglas en ingles) indican unas emisiones de mercurio globales provenientes de fuentes naturales a escala global de 90 Mg año^{-1} Volcanes, 675

Mg año⁻¹ Fuegos Forestales, 1674 Mg año⁻¹ bosques y agricultura, 2682 Mg año⁻¹ Océanos (Pirrone *et al.*, 2010).

Proyecciones hechas sobre las emisiones de mercurio global, se ubican en diferentes escenarios, según los cuales se prevé un incremento para el año 2050 en las emisiones de 4 a 96 %, debido al aumento del uso de plantas generadoras de energía a base de carbón en los países en desarrollo, particularmente en Asia, estando esta premisa supeditada al mejoramiento de la tecnología de remoción de Hg en las Termoeléctricas (Streets *et al.*, 2009).

1.9. COMBUSTION DE BIOMASA

Esta actividad es una de las más importantes fuentes de contaminación del aire en el planeta (Andreae y Merlet, 2001). Las estimaciones sugieren que 2400 Tg de carbono fueron emitidas al ambiente en promedio durante el periodo de 1997-2006 por la quema de biomasa (Friedli *et al.*, 2009b). En la década pasada el promedio de emisiones de Brasil fue de 220 millones de toneladas de carbono producto de la deforestación, representando el 55% de las emisiones del país, siendo un valor mayor al de la quema de combustibles fósiles (Moutinho, 2010). La quema controlada de vegetación e incendios forestales afectan a millones de hectáreas al año, con un promedio entre los años 1997 a 2006 de 332 ± 26 MHa año⁻¹ en el mundo (ver anexo V), donde las quemas en África representan el 66% (Friedli *et al.*, 2009b). Globalmente las quemas ocurren durante todo el año, pero alcanzan su pico de Julio-Septiembre y su punto más bajo de Diciembre-Febrero (Friedli *et al.*, 2009b).

En la Amazonía Brasileira fue reportada una pérdida de bosque de 189.774 km² entre 2000 y 2011, con una disminución relativa de deforestación de 11% para el último año (INPE, 2012a). Para los focos de quemas se han registrado un valor promedio desde 2006-2011 de 85.178 focos de quemas en la región amazónica brasileira, con una reducción de 41% para el último año, sin embargo el aumento para los focos de quema para el año 2010 fue de 136% (INPE, 2012b).

Durante los últimos años el número de quemas ha alcanzado algunos picos como en 2007, contribuyendo así al aumento de la deforestación de la selva amazónica, igualmente la ampliación de la frontera agrícola especialmente en el estado Brasileño de Mato Grosso, para el cultivo de caña de azúcar y soya (Walker, 2011), tornando así esta región a tener un grado alto de incidencias de quemas, además influenciando el incremento de coberturas de bosque secundario que es más susceptible al fuego (Aragão y Shimabukuro, 2010).

La selva amazónica, tiene una incidencia de incendios naturales poco frecuente por lo que las quemas están fuertemente relacionados con la ignición humana para expansión agrícola y el manejo de tierras (Aragão y Shimabukuro, 2010),

donde se han relacionado el 74% de los fuegos con deforestación (Van der Werf *et al.*, 2009). Sin embargo la selva amazónica también es extremadamente vulnerable al cambio climático mundial en donde periodos de sequía como los provocados por el fenómeno de “El Niño”, pueden traer disminuciones de la lluvia de 20-30% y cuando esto ocurre, más del 30% de la selva amazónica brasilera se torna susceptible al alto riesgo de incendios (Nepstad *et al.*, 2004).

El método de corte y quema es el método más comúnmente usado por las familias de agricultores en la Amazonía (Benhin, 2006). Este método consiste en cortar manualmente el bosque de 1 a 3 hectáreas (Nepstad *et al.*, 1999) y después quemar el resto de biomasa, donde las cenizas después de la quema ayudan a remediar la acidez de los suelos (Fabian *et al.*, 2005), sin embargo esta fertilización es de corta duración, donde las familias cultivan en esta tierra por uno o pocos años para luego dejar abandonado este terreno, y viéndose obligados a continuar su práctica de corte y quema en nuevos sitios (Farella, 2005).

El proceso de quema se inicia con una fase de llama sustentada por la biomasa seca de menor tamaño como las hojas y ramas menores que se consumen totalmente, fase en la que esencialmente todo el mercurio es liberado por la combustión de las hojas secas (Friedli *et al.*, 2009b), en seguida ocurre un proceso de combustión sin llama donde son quemados los troncos y las ramas mayores, proceso conocido como “smoldering”. Este proceso, que produce gran cantidad de humo, puede durar hasta varios días liberando gran cantidad de compuestos orgánicos volátiles y carbón particulado a la troposfera global. Los incendios forestales son un fenómeno complejo y son dependientes de la fuente de combustible (composición, masa, estructura, contenido de humedad), ubicación física (pendiente, elevación, relieve, estructura del suelo), clima (temperatura, viento, humedad, aislamiento) y periodos de sequía, por lo tanto, dependiendo de las condiciones, se pueden observar diferentes tipos de velocidades de liberación de calor (Friedli *et al.*, 2009b). Los incendios de deforestación de los bosques tropicales contribuyen con el 52% del total mundial de quema de biomasa (Yokelson *et al.*, 2007).

Estimaciones de las emisiones de mercurio a la atmósfera para el periodo 1997 – 2006 hechas por (Friedli *et al.*, 2009a) muestran un aumento de las emisiones de entre 50 a 150% para el periodo julio, septiembre y agosto, que es el periodo en el cual las quemadas alcanzan su pico a nivel mundial.

Estudios realizados por (Michelazzo *et al.*, 2008) han mostrado que para el bosque tropical el contenido de mercurio presente en la vegetación representa el 40% del total del mercurio liberado durante la quema, siendo el 60% proveniente del horizonte orgánico del suelo, caso diferente al ocurrido en los bosques boreales en los cuales solo el 5% del Hg liberado es proveniente de la vegetación (Friedli *et al.*, 2009b), donde para una combustión completa de hojas, pequeñas ramas, musgos, líquenes y cortezas, el mercurio es liberado 100% a la atmósfera. Con la deforestación comercial de los bosques tropicales y sumado a la quema completa

de toda la biomasa, se remueve todo el mercurio, incluyendo de los troncos y tocones de árboles cortados (Friedli *et al.*, 2009b).

En las estimaciones de las emisiones de mercurio a la atmósfera, se prestó poca atención a las emisiones de mercurio de la quema de biomasa, lo que puede explicarse en gran medida a la falta de datos hasta inicios de la década pasada, tanto en las concentraciones de mercurio en la vegetación, como en los factores de emisiones (Schroeder y Munthe, 1998). Sin embargo, investigaciones recientes han demostrado que la quema de biomasa podría aportar hasta el 8% de las emisiones globales con una liberación de $675 \pm 240 \text{ Mg año}^{-1}$ de Hg (Friedli *et al.*, 2009b) y que en su magnitud llegan a ser tan grandes como la quema de combustibles fósiles, tornando el tema de quemas de biomasa como un asunto de gran importancia mundial debido a las grandes implicaciones que tiene para el medio ambiente.

Friedli *et al.*, (2009a) estimaron las emisiones de mercurio en $7,2 \pm 2,2 \text{ Mg año}^{-1}$ procedentes de la quema de bosques templados y boreales en Estados Unidos. considerando un área quemada de $2,3 \text{ MHa año}^{-1}$ por medio del GFEDv2 (Global Fire Emissions Database). Estudios sobre las emisiones de mercurio procedentes de la quema de biomasa en Sudáfrica estiman que la contribución de los incendios forestales pueden ser de hasta 60 Mg año^{-1} y estimó que las emisiones de mercurio procedentes de los incendios forestales 2 Mg año^{-1} para los países europeos y de $24,8 \text{ Mg año}^{-1}$ para la Federación de Rusia (Friedli *et al.*, 2009b). Siendo sin embargo la mayor fuente de emisiones de mercurio provienen de la quema de biomasa la zona de Asia ecuatorial con un total de 28% de las emisiones y 192 Mg año^{-1} .

Para la cuenca del Amazonas, Veiga *et al.* (1994) estimaron que las emisiones de mercurio procedentes de la quema de los bosques serían de $1,990 \text{ Mg año}^{-1}$. Lacerda, (1995) estimó las emisiones totales de $8,7 \text{ Mg año}^{-1}$ y Roulet *et al.* (1999) de $6,9 \text{ Mg año}^{-1}$. Estudios más recientes de Michelazzo *et al.* (2010) estimaron las emisiones de mercurio de $8,7$ a 90 Mg año^{-1} y de $6,7 \text{ Mg año}^{-1}$ para la Amazonía brasileña y Friedli *et al.* (2009b) de 108 Mg año^{-1} , contribuyendo así con un 15% del total de emisiones de mercurio provenientes de la quema de biomasa en su estudio.

Artaxo *et al.* (2000) midieron las concentraciones de mercurio en el aire sobre la cuenca del Amazonas y a través de un análisis por componentes principales, se atribuyó el 68% del mercurio que se encuentra en la minería y 31% a la quema de biomasa.

Según Veiga *et al.* (1994) la eficiencia de las emisiones de Hg por la vegetación durante la cocción es de aproximadamente 90%, mientras que Friedli *et al.*, (2003a), en pruebas de laboratorio, encontraron valores de emisión en el rango de 55 a 99%. Para estos autores, la variación en la eficiencia de emisión puede atribuirse a las condiciones de quema y sobre todo a la cantidad de combustible.

Son varios los mecanismos responsables de las emisiones de mercurio durante el proceso de combustión de biomasa, lo que resulta en la emisión de MGT y MPT.

1.10. ESTIMACIÓN DE EMISIONES DE MERCURIO PROVENIENTE DE LA QUEMA DE BIOMASA

Las estimaciones de las emisiones de mercurio provenientes de la quema de biomasa están basadas en los presupuestos de carbono en combinación con los factores de emisión de mercurio EF (Hg), relacionados con el carbono liberado. Los factores de emisión de mercurio para diferentes tipos de ecosistemas pueden ser estimados por dos métodos: (1) mediciones hechas en campo de la diferencia en los sumideros de mercurio antes y después del fuego y (2) relación de Hg y CO (monóxido de carbono) en las columnas de humo medido en tierra o por avión. Donde las emisiones de mercurio son entonces estimadas como el producto de las emisiones de carbono y los factores de emisión de mercurio (Friedli *et al.*, 2009b).

Estos factores de emisión EF (Hg) se expresan en unidades de $\mu\text{g Hg}$ por kg de biomasa quemada, luego para esta conversión requiere los valores de masa quemada por unidad de área, la cual es estimada para el lugar de quema, las incertezas de los valores reportados resultan de las muchas contribuciones, incluyendo la severidad del fuego, la inclusión de todas las especies de mercurio y la escasez de mediciones para todos los tipos de combustible (Friedli *et al.*, 2009b).

1.11. ESPECTROMETRIA DE ABSORCION ATOMICA

Es una técnica de análisis químico donde la sustancia que está siendo analizada es descompuesta en átomos por medio de un horno en el rango de 2000 - 8000 K, la cantidad presente de cada elemento es determinada por la absorción o emisión de radiación por los átomos en estado gaseoso en determinadas longitudes de onda, características de los elementos, donde para radiaciones monocromáticas, la absorbancia es directamente proporcional a la longitud del camino a través del medio y la concentración de la especie absorbida siguiendo la ley de Beer. Esta ley es satisfactoria describiendo el comportamiento de la absorción en medios que contienen una concentración relativamente baja del analito, en este sentido es una limitante de esta ley, para altas concentraciones (usualmente $> 0,01 \text{ mol L}^{-1}$) (Skoog *et al.*, 1996).

Las cantidades presentes de analito son determinadas en concentraciones de partes por billón (ng/g), siendo la precisión en espectrometría atómica, normalmente de 1 a 2%.

La longitud de onda de la fuente de radiación deber ser sustancialmente menor que la longitud de absorción de la muestra. Para poder conseguir aislar líneas más estrechas de la frecuencia de interés, se usa una lámpara de cátodo hueco que contiene vapor del mismo elemento analizado y que emite radiación atómica de la misma frecuencia que la absorbida por los átomos del analito (Harris, 2008).

1.12. VALIDACIÓN DEL METODO ANALITICO

La validación del método analítico es un requisito importante en la práctica de los análisis químicos (Eurachem, 1998) para asegurar que los resultados presentados sean consistentes y confiables, para esto se deben usar equipos que han sido probados y ajustados al proceso de medición, asegurando que las mediciones analíticas realizadas tengan garantía de calidad, a través de su comparabilidad, rastreabilidad y confiabilidad.

Para ello se establecen los parámetros de desempeño y los requisitos de aceptación mínimos que deben ser atendidos para que un determinado procedimiento analítico sea considerado validado (Brasil, 2011a), estos parámetros son establecidos por las agencias sanitarias y de fiscalización de cada país y también por organismos internacionales como Unión internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC), Organización Internacional de Patronización (ISO), Conferencia Internacional de Armonización (ICH) (Paschoal *et al.*, 2008).

1.12.1. Selectividad. La selectividad es la capacidad de un método de cuantificar con exactitud el analito en la presencia de interferentes existentes en la muestra. Los procedimientos utilizados para demostrar la selectividad van a depender del objetivo deseado en el análisis, en general, la verificación de la selectividad es un procedimiento que se realiza a través de la comparación entre las señales (respuesta instrumental) proveniente de la muestra deseada y del analito de interés.

Para el análisis cualitativo es necesario demostrar la capacidad de selección entre los compuestos con estructuras relacionadas, que pueden estar presentes. Esto es confirmado por la obtención de resultados positivos.

Para el análisis cuantitativo puede ser determinado por la comparación de los resultados obtenidos con muestras contaminadas con cantidades apropiadas de las impurezas y con muestras no contaminadas, para demostrar que el test no es afectado por estos materiales (Brasil, 2011a).

1.12.2. Curva de Calibración y Linealidad. Para cualquier método cuantitativo, existe un rango de concentración del analito en el cual el método puede ser aplicado. Según la ANVISA, la curva de calibración representa la relación entre la respuesta del instrumento y la concentración conocida del analito, por sugerencia estaremos usando el término de curva analítica para expresar la relación señal (respuesta) en función de concentración del analito.

Se recomienda que sean mínimos cinco niveles de concentración como mínimo en duplicado para ser empleados en la construcción de la curva analítica, estableciendo el rango de trabajo, la ecuación matemática y la regresión lineal de la curva. En la cual según recomendaciones de la FDA, el coeficiente de correlación lineal (r) debe ser igual o superior a 0,98, revisando además que los residuos de la regresión lineal estén aleatoriamente distribuidos y además pudiendo usar el test t para la validación de los puntos sobre la curva y así establecer la adecuación de la misma (Brasil, 2011b).

1.12.3. Precisión. Precisión es la estimativa de dispersión entre resultados independientes, repetidos de una misma muestra, en condiciones definidas y es expresada por la estimativa de la desviación estándar relativa (RSD). Donde se consideran dos puntos importantes para realizar los ensayos de precisión, la de repetitividad y reproductividad, en la primera se procura que los datos obtenidos en un laboratorio en mismas condiciones sean congruentes y la reproductividad es que estos datos sean reproducibles en otro laboratorio. Para realizar la validación en un único laboratorio, dos etapas son relevantes para tener en cuenta para estos dos parámetros. El ensayo de precisión intra-ensayo o intra-día, y la precisión inter-ensayos o inter-día (Paschoal *et al.*, 2008).

Los ensayos deben realizarse como mínimo en dos días diferentes y en un número adecuado para garantizar una medida estadística de la precisión acorde al tipo de ensayo.

1.12.4. Reproductividad. Parámetro obtenido envolviendo el estudio colaborativo (varios laboratorios) y cuyo criterio de aceptación es el coeficiente de variación (CV), ecuación 1 y no debe exceder el nivel calculado por la ecuación de Horwitz.

$$CV = 2^{(1-0.5 \log C)} \quad \text{ecuación 1.}$$

Donde, C es la fracción de masa expresada como exponencial de 10 (por ejemplo $1 \text{ mg g}^{-1} = 10^{-3}$) (Paschoal *et al.*, 2008).

1.12.5. Exactitud. La exactitud es un método analítico que representa la proximidad de los resultados obtenidos por el método en estudio en relación al valor verdadero, usando un procedimiento experimental para una misma muestra por repetidas veces.

La exactitud puede ser obtenida mediante el uso de material de referencia certificado.

La Comisión Europea propone que la exactitud sea medida en análisis de 6 réplicas y obtener las concentraciones a partir de la curva analítica, calculando su media, la desviación estándar y el coeficiente de variación (Paschoal *et al.*, 2008).

En el caso de que no se posea material de referencia certificado debe hacerse fortificando el analito en concentraciones conocidas a una misma matriz, para luego hacer su respectivo análisis.

1.12.6. Límite de detección. El límite de detección es la menor cantidad o concentración de analito en la muestra que puede ser diferenciada, de forma confiable, de cero, o del ruido de fondo.

Existen controversias en cuanto al establecimiento del LOD, en cuanto a los diferentes métodos para calcular el límite de detección y cuál es el apropiado para cada método. La IUPAC recomienda que se estime a partir de por lo menos seis determinaciones independientes del analito en muestras en blanco (Paschoal *et al.*, 2008).

1.12.7. Límite de Cuantificación. Según la IUPAC la definición para límite de cuantificación es la menor cantidad de analito en una muestra que puede ser determinada con precisión y exactitud aceptables sobre las condiciones experimentales establecidas.

Así como ocurre con el límite de detección también existen varios métodos para establecer el límite de cuantificación, proponiéndose también su cálculo con adiciones de analito hasta un nivel menor identificable o para el empleo del límite de cuantificación, el uso de una razón de 5:1 para la señal de ruido da línea de base (Paschoal *et al.*, 2008).

1.12.8. Robustez. La robustez es un método de ensayo que mide la sensibilidad que este presenta con pequeñas variaciones. Un método dicese robusto cuando se rebela prácticamente insensible a pequeñas variaciones que ocurren cuando el mismo está siendo ejecutado (Paschoal *et al.*, 2008).

Las etapas del proceso de robustez son.

- 1) Identificar los posibles factores que puedan influenciar los resultados.
- 2) Variar levemente cada factor por lo menos dos veces (Brasil, 2011a).
- 3) Realizar el test de robustez utilizando preferiblemente el planeamiento factorial (test de Youden) completo o fraccionado, donde son realizadas ocho combinaciones de siete factores de variables (Paschoal *et al.*, 2008).

Un procedimiento robusto produce resultados más reproducibles a lo largo del tiempo, y principalmente presenta mayor portabilidad para otro laboratorio (Brasil, 2011b).

Así, el estudio de la robustez en procesos de validación solamente es considerado cuando los límites para los parámetros experimentales y sus respectivos desvíos permitidos no fueron previamente establecidos. Siendo de cualquier forma, la robustez importante para dar informaciones sobre el efecto de los parámetros experimentales significativos para estimar las incertezas y los rangos de operación del método (Carvalho, 2007).

2. PARTE EXPERIMENTAL

2.1. AREA DE ESTUDIO

Los datos necesarios para alcanzar los objetivos de este proyecto fueron adquiridos a partir del ensayo de quema programada en el área 200 x 200 m (4 ha) de bosque tropical situado en el nor-este del estado de Acre-Brasil, el cual pertenece a la vertiente sur occidental de la selva amazónica, donde cerca de 100.000 km² del estado de Acre están cubiertos por selva amazónica (Oliveira-Santos *et al.*, 2002). La topografía predominantemente plana en el nor-oriental del estado de Acre con pendientes alrededor de 5% a 10%, con una vegetación predominante de bosque tropical semiperennifolia, además de formaciones de bosque abierto y bosque denso, donde la parte no forestal está formada principalmente por pastos y cultivos de subsistencia (Neves y santana, 2003).

El experimento programado de quema fue ejecutado en la hacienda de la Embrapa-Acre, en la zona rural de municipio de Rio Branco Brasil, donde la Embrapa proporcionó apoyo logístico necesario para llevar a cabo el trabajo de campo previsto para los once días de estadía en el área de estudio.

Los experimentos de quemas siguieron la práctica de "tala y quema" en el que se elimina el bosque de Mayo a Junio y es quemada durante la temporada seca de Agosto a Septiembre.

Cabe mencionar que el proyecto respetó el código forestal brasileiro.

2.2. DESCRIPCIÓN DEL SITIO

El área de estudio se encuentra en la hacienda de la EMBRAPA Estado de Acre-Brasil, está ubicado en la carretera BR-364, km – 14 sentido Rio Branco – Porto Velho, ubicada en la región denominada Baixo Acre (Bajo Acre) encontrándose además dentro del arco de deforestación de la Amazonía Brasileira.

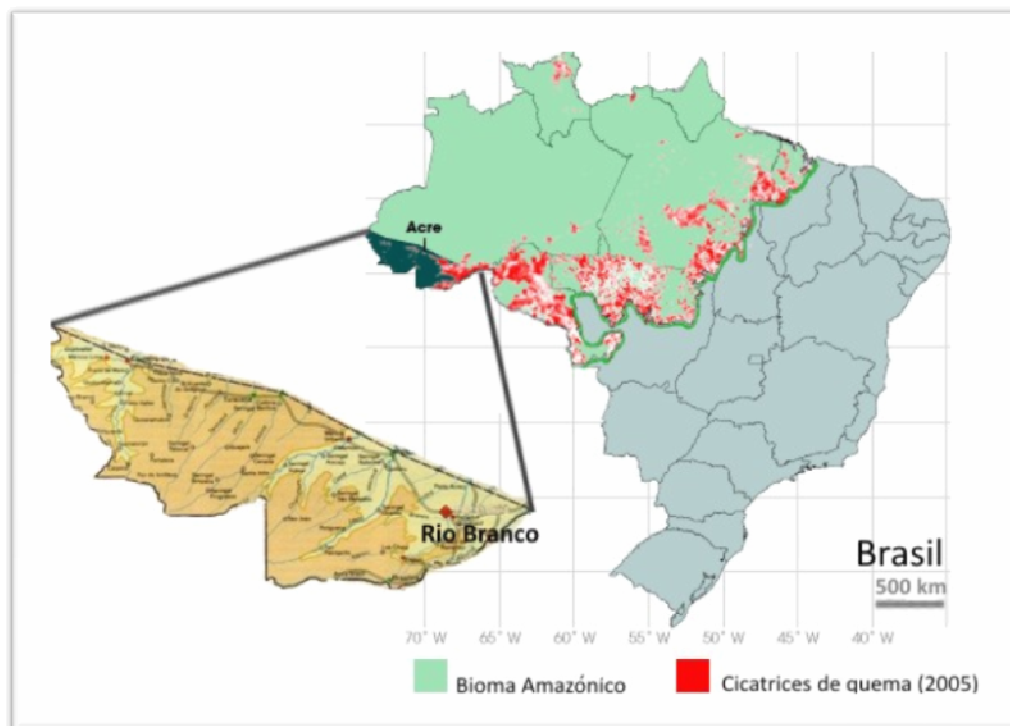
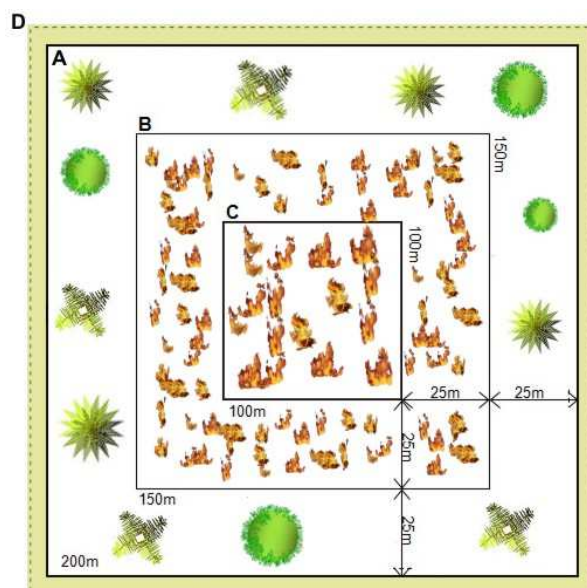


Figura 2. Mapa Bioma Amazónico Brasileiro y cicatrices de quema (2005). Adaptado de IBGE (2012) y Riveira (2009).

La zona central de estudio tiene una altura de 161 msnm, con coordenadas (S: 10°01'704'', W: 67°40'812'') (Anselmo, 2011), el clima de la región es de tipo ecuatorial caliente y húmedo, con periodo seco de (julio a septiembre) y de lluvia bien definidos (Noviembre a Febrero) La precipitación anual varia de 1.800 mm a 2.000 mm, con temperatura media anual de 24 ° C (Neves y Santana, 2003), y donde el estado de Acre registró una disminución del número de quemas en 67% en el 2011, con un total de 1119 Focos de quemas (INPE, 2012b).

El área de quema fue de 200 x 200 m (4 ha) (Figura 3), la cual en su parte exterior (D-A), tiene un acervo de protección de 4 metros que delimita la zona y previene que el fuego se extienda al bosque circundante durante la quema. En la región A-B (25 m) el bosque fue conservado y sirvió como una primera barrera para evitar el avance del fuego, en la región B-C y en el interior de C, el bosque fue talado, siendo esta el área principal de quema.



Leyenda:

AB = Bosque en pie.

BC = Bosque talado.

DA = Acervo de seguridad (4 m)

Figura 3. Croquis área de quema, Rio Branco – Acre / Brasil.

2.3. EXPERIMENTO DE QUEMA

La tala del bosque aprobada por la Secretaria de Medio Ambiente del Estado de Acre - Brasil, fue llevada a cabo cerca de dos meses antes de la quema, la cual fue realizada el día 29 de Septiembre de 2011. La quema fue autorizada por el Ministerio Público Federal el día 13 de Septiembre de 2011 por el Ministerio Público Federal (proceso número 2009.030.00.001438-4). Cabe destacar que este trabajo hace parte del proyecto temático titulado "Combustión de Biomasa de Bosques Tropicales".

La ignición del fuego fue ejecutada por los profesores José Carlos dos Santos, técnico del INPE y Carlos Alberto Gurgel, profesor de la UnB, ambos entrenados en procedimientos de quemas forestales controladas, además se contó con la colaboración del cuerpo de bomberos de Rio Branco – Acre, y de una brigada de incendios de la EMBRAPA, para prestar seguridad durante la quema.

La quema comenzó a la 13:30 h, el horario más conveniente debido a la menor humedad en el aire, permitiendo así mayor sustentabilidad de la quema.

Inicialmente fueron posicionados cuatro barriles con combustible en los vértices del área y colocado fuego en los mismos para que la cámara térmica ubicada en el helicóptero pudiera ajustar el foco y tomar medidas de temperatura durante a quema del área; la temperatura máxima registrada fue de 500 °C. En seguida, dos personas llevando tanques de combustible incendiaron un trayecto desde las esquinas hacia dentro, dirigieron el fuego inicial en el área de quema, en la primera fase de la quema tanto las hojas como las ramas arden rápidamente en la cual es un periodo de alrededor de dos horas, una vez que la zona está totalmente en combustión, luego continua un proceso más largo de quema ya sin llama, por alrededor de 24 horas, con una continua liberación de humo.

2.4. COLECTA DE MUESTRAS

Las concentraciones de mercurio (ng g^{-1}) en la vegetación fueron determinadas en hojas, madera y corteza; las muestras fueron colectadas de las once especies más abundantes en el área de estudio (Tabla 1). La selección de las especies fue consistente con los resultados del inventario florístico que fue realizado como se previó en el proyecto temático (FAPESP 2008/04490-4). Igualmente se colectaron 7 muestras de hojarasca y 6 muestras de hojas del sub-bosque, pertenecientes al área de estudio.

Tabla 1: Especies vegetales colectadas.

Espécie	Nombre científico	Número de árboles muestreados
Andiroba	Carapa guianensis Aubl.	3
Breu vermelho	Tetragastris altissima (Aubl.) Swart.	9
Cacau da mata	Theobroma cacao L.	4
Envira sapotinha	Quararibea guianensis Aubl.	2
Seringueira	Hevea Brasiliensis Muell. Arg.	3
Cajuerinho	Trichilia Sp.	2
Pirarara branca	NI (Fam. Rutaceae)	3
Pirarara	Metrodorea flavida k. Krause	3
Envira Preta	Ephedranthus guianensis	1
Taboarana	Alseis. sp	1
Urtiga Branca	Urera. sp	1

En total para cada árbol de las especies seleccionadas fueron colectadas 20 hojas además como una muestra de madera y corteza. Las muestras fueron inmediatamente después de su recolección, almacenadas en bolsas plásticas cerradas y limpias para evitar su contaminación.

2.5. CONTROL DE TEMPERATURA DURANTE LA QUEMA

Para el control de temperatura durante la quema, se instalaron 7 dataloggers para registrar las temperaturas cada minuto durante el experimento.

2.5.1. Programación de los Dataloggers. Los 7 dataloggers se programaron para tomar temperaturas cada minuto, haciendo un promedio de las mediciones cada 10 segundos, acoplados con termocuplas tipo K y trabajando en un intervalo de medición de -270°C a 1372°C , se trabajó con 3 tipos de datalogger el CR10X (3 dataloggers), CR800 (3 dataloggers), y CR1000 (1 Datalogger) fabricados por Campbell Scientific.

La programación para los dataloggers fue hecha mediante el programa Loggernet para los CR10X para trabajar por un espacio de 12 horas a partir del medio día del día de la quema y la programación para los otros dos tipos de datalogger trabajaba de manera continua fue realizada con el programa Shortcut, ambos programas proveídos por el fabricante.

A los CR10X se ligaron con 6 termocuplas, siendo 3 de ellos enterrados en la zona de estudio de 4 x 4m y los otros 3 fuera de la misma.

Los dataloggers se enterraron a un promedio de 1,5 m de distancia de las zonas de estudio a una profundidad de 50cm, cuyas termocuplas al estar ubicados en dos puntos dentro y fuera del área estaban ubicados con respecto a la superficie del suelo a 0, 2 y 5 cm de profundidad, para registrar la temperatura del suelo durante la quema.

Los CR800 se ubicaron en el segundo punto dentro del segundo punto del transepto con 3 termopares registrando temperaturas a 0,2 y 5 cm.

Para el área central se trabajó con el datalogger CR1000 con 6 termocuplas, 3 de los cuales estarían instalados en la torre de 17 metros central, estos termopares están ubicados a 15, 10 y 5 m de altura, las otras 3 termocuplas estarían enterrados a 0, 2 y 5cm de profundidad.

Para el experimento de quema se llegó a una temperatura máxima registrada en los dataloggers de 360°C , (Ver Anexo VI), sin embargo con medidores de temperatura laser se registraron temperaturas hasta de 500°C , sobre puntos con llama.

2.5.2. Creación transeptos y trazados del área. El área central de quema está conformada por un área de 100 x 100 m. Para la disposición de los equipos de medición de temperatura se crearon 3 transeptos de 120 grados tomando como línea base el norte magnético (ver anexo VI).

A lo largo del transepto se ubicaron 4 puntos con distancias preestablecidas y se seleccionaron dos áreas de trabajo por cada transepto para el control de temperatura y su ubicación fue resultado de la aleatorización.

2.6. PREPARACION DE LAS MUESTRAS

2.6.1. Secado de las muestras de vegetación. Las muestras de hojas y madera fueron secas en una campana de flujo laminar a temperatura ambiente por 96 horas, este procedimiento es importante para evitar el crecimiento de hongos.

2.6.2. Homogenización, separación y molienda de las muestras. Las muestras fueron molidas en un molino de cuchillas hasta la obtención de un material fino y homogéneo. Igualmente las muestras de corteza fueron separadas de las muestras de madera y molidas separadamente.

Las muestras fueron reducidas de tamaño por medio de un molino de cuchillas en el cual a través de la acción de las láminas se aumenta la superficie de contacto y las partículas menores son forzadas a pasar a través de la criba 10 / 20/30. (Marconi, 2010). Esta reducción de tamaño permite una homogeneidad de cada muestra y además asegura una combustión más eficiente en el analizador de mercurio. El molino Marconi MA-340 es un equipo de laboratorio ideal para moler plantas de volumen medio, hojas y tallos de plantas con un diámetro máximo de 4 mm.

2.6.3. Almacenamiento de las muestras. El material triturado fue transferido y almacenado en frascos de polietileno de 100 mL previamente descontaminados. Para eso los frascos fueron lavados con agua destilada y descontaminados en baño de una solución de HNO_3 10% (v/v) por 24 horas. En seguida, los frascos fueron lavados dos veces con agua destilada y después desionizada. Los frascos fueron entonces secados a 50 °C en horno de convección marca Quimis por 4 h, los cuales fueron cerrados con cinta de teflón para evitar la post-contaminación y además fueron debidamente identificados con el número de la muestra. Todos los frascos fueron almacenados en una caja de plástico tapada.

2.7. METODO ANALITICO

La determinación de Hg fue realizada en el analizador de mercurio total (Direct Mercury Analyzer, Milestone DMA-80). La operación del equipo está basada en la desorción térmica de Hg de las muestras y no requiere etapa previa de digestión ácida de las muestras, permitiendo, así, el análisis directo de muestras sólidas y líquidas, sin necesidad de cualquier pre-tratamiento para muestras sólidas. La detección es realizada por absorción atómica.

En el sistema del DMA-80 la muestra es descompuesta térmicamente por temperatura controlada y los productos de descomposición son llevados para un tubo conteniendo un catalizador de flujo de oxígeno, donde la oxidación es completada y los halógenos y óxidos de azufre y nitrógeno son capturados y en una zona de temperatura constante, las especies de mercurio son liberadas y convertidas a mercurio inorgánico a una temperatura de 650 °C. Los productos finales de la descomposición pasan a través de un amalgamador y retiene el mercurio (Hg^0). En seguida, el mercurio amalgamado es calentado entre 700 °C y 850 °C siendo este liberado para poder ser cuantificado por espectrometría de absorción atómica en el bloque de lectura, en el cual a temperatura constante se evita la condensación del mercurio y permite que el espectrómetro lea la absorbancia de la radiación transmitida que es producida por la lámpara de mercurio a 253,65 nm de longitud de onda y permitiendo medir la cantidad de mercurio usando la ley de Beer-Lambert (Milestone, 2010).

El sistema cuenta con un auto-amuestrador que conduce automáticamente la muestra al sistema de secado y descomposición, tomándola del disco amuestrador; todo el sistema puede ser monitoreado instantáneamente y automatizado mediante una pantalla de control, donde se muestran el conjunto de hornos, el tiempo de permanencia y la temperatura en cada uno de ellos. En la Figura 4. Se presenta un esquema del equipo DMA-80.

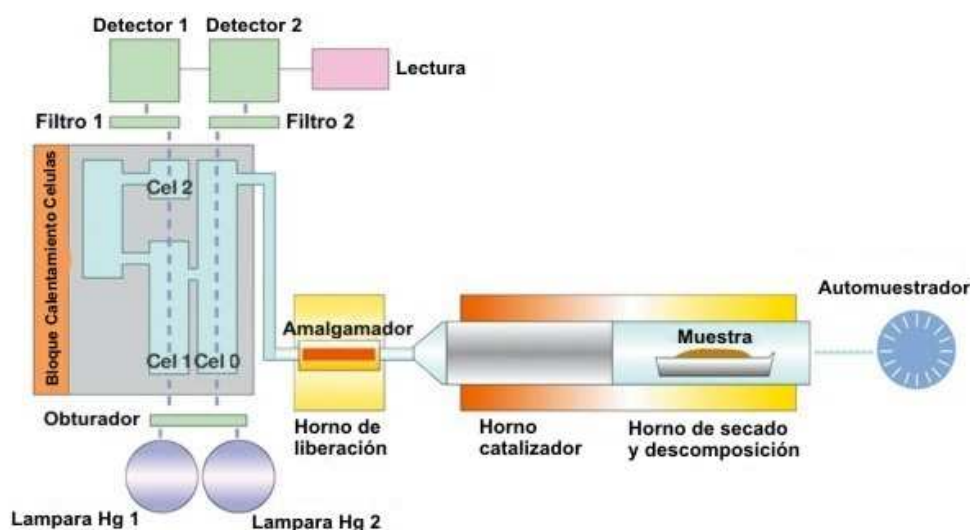


Figura 4. Esquema del equipo Analizador Directo de Mercurio DMA-80 (adaptado de Milestonerl.com).

2.8. VALIDACION DEL METODO ANALITICO

Para validar el método analítico para la determinación de mercurio en muestras de vegetales de la hacienda de la Embrapa, Rio Branco - Acre, fueron evaluados los siguientes parámetros: rango lineal, linealidad, precisión intra e inter-día, límite de detección, límite de cuantificación, exactitud y robustez. Los patrones, reactivos y soluciones utilizados en la validación del método son presentados a seguir.

2.8.1 Patrones y Reactivos. El patrón de mercurio de 1000 ng mL^{-1} y ácido nítrico (65% de pureza y densidad $1,3913 \text{ g mL}^{-1}$) fueron adquiridos de la Merck. El agua utilizada fue purificada en el sistema de Millipore (Millipore Q- Academic).

2.8.2 Soluciones de trabajo de mercurio. La solución de trabajo de mercurio, en la concentración de 100 ng mL^{-1} , fue preparada a partir de la solución patrón de mercurio de 1000 ng mL^{-1} , mediante dilución en ácido nítrico 2% v/v.

La solución de trabajo de 10 ng mL^{-1} fue preparada mediante dilución de la solución de trabajo de 100 ng mL^{-1} en agua.

2.8.3. Muestras certificadas. Los materiales certificados de referencia (hojas de manzana y durazno) fueron adquiridos del National Institute of Standard and Technology (NIST): SRM-1515 Apple leaves y SRM -1547 Peach leaves.

2.8.4 Curva analítica, rango lineal y linealidad. Para la cuantificación de mercurio en muestras de vegetación fue construida una curva analítica externa, usando las soluciones de trabajo de mercurio, en el rango de concentraciones de 0,5 a 8 ng mL^{-1} . Alícuotas de las soluciones de trabajo fueron transferidas mediante pipeta automática de volumen variable directamente a barcas de cuarzo del amuestrador.

Los volúmenes y las respectivas masas de mercurio se muestran en la tabla 2. Todas las determinaciones fueron realizadas por duplicado.

Tabla 2: Volúmenes de la solución de mercurio 100 ng mL^{-1} transferidos para las barcas y las respectivas masas de mercurio correspondientes.

Masa de mercurio (ng)	Volumen (μL)
0,5	5
1	10
2	20
3	30
5	50
6,5	65
8	80

El rango lineal y la linealidad (coeficiente de correlación lineal, r) fueron obtenidos a partir de la curva analítica, usando el método de mínimos cuadrados ordinarios.

2.8.5. Precisión Intra e Inter día. La precisión Intra-día fue evaluada por la determinación de mercurio en una misma muestra de material certificado (hojas de manzana NIST: 1515) en el mismo día, en quintuplicado, en el mismo equipo y por el mismo analista.

La precisión inter-día fue evaluada por la determinación de mercurio en una misma muestra de material certificado (hojas de manzana NIST: 1515) en quince réplicas en tres días diferentes (cinco réplicas cada día) en el mismo equipo y por el mismo analista.

Ambas precisiones fueron expresadas por las estimativas de desviación estándar relativas.

5.8.6. Límite de detección y cuantificación. Los límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ) fueron estimados a partir de la curva analítica y del análisis de muestras blanco, usando para esto, agua desionizada (volumen de $100 \mu\text{L}$).

En el caso de la curva analítica el LOD es establecido por la ecuación 2:

$$LOD = \frac{3 \times s_{y/x}}{m}$$

Ecuación 2

donde, $s_{y/x}$ es la desviación estándar de la curva analítica y “m” es el coeficiente angular de la misma. Para el LOQ, el valor de k es tomado como 10.

2.8.7. Exactitud. La exactitud del método fue evaluada a través del análisis de hojas material certificado de manzana y durazno, el análisis fue realizado en quince veces (para manzana) y siete veces (para durazno). El valor de la exactitud fue expresado como la razón entre la media de los valores obtenidos con el valor de referencia certificado.

2.8.8 Robustez. La robustez fue evaluada a través del test de Youden (Brasil, 2011b), donde se seleccionaron siete variables o condiciones, en las cuales pequeñas variaciones podrían tener una posible influencia en los resultados en la etapa de montaje del experimento y procesos de calentamiento de los hornos. Fue construida una tabla donde se describen los factores que serían estudiados, donde son utilizados los valores nominales, letras en mayúscula y aquellos valores que sufrieron una variación, con letra minúscula. Fueron definidos ocho ensayos, cada uno conteniendo un grupo específico de niveles de los factores, como es mostrado en la tabla. 3, Para el test se usó una muestra de hojas recolectada en Rio Branco.

Tabla 3: Matriz de factores para la determinación de la robustez del método.

Valor del factor	Número de ensayos							
	1	2	3	4	5	6	7	8
A/a	A	A	A	A	a	a	a	a
B/b	B	B	b	b	B	B	b	b
C/c	C	c	C	c	C	c	C	c
D/d	D	D	d	d	d	d	D	D
E/e	E	e	E	e	e	E	e	E
F/f	F	f	f	F	F	f	f	F
G/g	G	g	g	G	g	G	G	g
Resultado	s	t	u	v	w	x	y	z

A partir del planeamiento de los experimentos y haciendo cada uno de ellos por duplicado se tomaron las lecturas de concentración dadas por el DMA y se calculó su desviación estándar, para luego determinar los valores de los efectos de cada factor por medio de la ecuación.

$$Efecto C/c = \left(\frac{S + U + W + Y}{4} \right) - \left(\frac{T + V + X + Z}{4} \right)$$

Donde los cuatro primeros valores corresponden a los resultados que con letras mayúsculas correspondiente al ensayo y se substraen los cuatro valores correspondientes a las letras minúsculas.

2.9. Análisis de las muestras. Las muestras de vegetación trituradas y homogenizadas fueron analizadas para cuantificación de mercurio. Para esto, fueron pesadas cantidades de 0,05 g ($\pm 0,1$ mg) en una balanza analítica directamente en las barcas metálicas del equipo. El equipo permite la introducción de hasta 40 muestras en el autoamuestreador. El método empleado para el análisis sigue una programación por medio de una rampa temperatura del barco: 200 °C por 30 s (secado); 200 °C por 40 s (combustión); 650 °C por 60 s (calcinación) y 650 °C por 105 s (liberación de Hg).

La absorbancia es medida en 253,65 nm y la cantidad de mercurio determinada mediante curva de calibración externa. Todos los análisis fueron realizados como mínimo por triplicado.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. LEVANTAMIENTO DE DATOS SOBRE LA PRODUCCION DE HOJARASCA E INDICE DE ÁREA FOLIAR (LAI)

En este informe es presentada una lista complementaria (ver anexo I y II), al trabajo realizado en Rio Branco – Acre, con un levantamiento de datos de producción de hojarasca en bosques tropicales, principalmente en el continente Americano. Este levantamiento tomó como base el trabajo de (Chave *et al.*, 2010), donde realizaron un levantamiento bibliográfico de datos de 81 localidades de estudio en América del Sur. Los autores relatan una media de producción de hojarasca de $8,61 \pm 1,91 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para bosques tropicales de crecimiento completo y de $8,01 \pm 13,41 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para bosques secundarios.

Los datos reportados por Chave y colaboradores (2010) fueron complementados con datos provenientes de estudios hechos en Brasil.

En la actualidad existe una discusión mundial sobre el papel de los bosques en la captura de contaminantes, el ciclo del carbono y otros compuestos atmosféricos, como los bosques interactúan con la atmósfera y tienen un papel importante en la manutención de la biodiversidad y procesos fisiológicos (Ozanne *et al.*, 2003).

Estudios hechos en bosques tropicales sugieren que estos poseen una elevada producción de hojarasca debida a una mayor área foliar o un recambio de hojas más rápido que otros bosques neotropicales (Clark, 2001).

Sin embargo, este índice de área foliar en los bosques tropicales amazónicos sufre una temporalidad anual con una amplitud de 25% de su promedio anual, siendo eso debido a los periodos de lluvia y de sequía (Myneni, 2007).

Lo que puede justificar la diferencia de los datos colectados en las mismas localidades, son los diferentes métodos usados, igualmente como el tiempo en que fue hecho el estudio, ya que en periodos de lluvias el índice de área foliar es mayor, y la producción de hojarasca también es mayor en el período de sequía.

Ya varios estudios a nivel mundial han sugerido la importancia del área foliar de los bosques en la deposición del mercurio en las hojas, donde un índice de área foliar mayor conduce a una velocidad de deposición mayor (Millhollen *et al.*, 2006, Zhang *et al.*, 2009, Rutter *et al.*, 2011), así mismo como que al tener una conductancia estomatal mayor (França *et al.*, 2004 y Millhollen *et al.*, 2006) pueda facilitar la entrada del mercurio en las hojas.

Hoy en día es de particular importancia valorar los impactos de los cambios climáticos en la Amazonía (Harris *et al.*, 2004), donde ya simulaciones hechas en laboratorio han mostrado que la selva amazónica tiene el potencial de responder a cambios climáticos antropogénicamente inducidos (Cox *et al.*, 2000).

Los bosques tropicales tienen una gran heterogenidad biogeoquímica (Towsend *et al.*, 2008), siendo así de gran importancia conocer como el cambio climático afecta la selva amazónica y como ella responde con respecto a los ciclos biogeoquímicos de los elementos y en este caso el mercurio, ya que se conoce la importancia de ésta, en servir como un filtro natural del mercurio atmosférico.

Los periodos secos y de deficiencia de humedad, con alta radiación solar y temperatura prolongados en la Amazonía, como ya se ha demostrado afectan su conductancia estomatal (Harris *et al.*, 2004) factores que directamente afectan la captura de mercurio, donde la hipótesis en la cual los periodos secos afectan la atrapamiento de Hg todavía no ha sido estudiada.

En este contexto es muy importante conocer todos los factores que intervienen el ciclo de mercurio en los bosques, especialmente en la selva amazónica, y que cada estudio en el futuro contribuya a disminuir las incógnitas presentes todavía en el entendimiento del papel de los bosques en el secuestro de elementos atmosféricos.

A continuación se presentan unos datos de índice de área foliar y producción de Hojarasca pertenecientes a la selva amazónica (ver Anexo I y II), producto de una búsqueda bibliográfica, que como se dijo con anterioridad son factores importantes relacionados con la captura de mercurio atmosférico e igualmente con su transmisión al suelo de la selva por la hojarasca.

3.2. INVENTARIO FORESTAL

El inventario forestal fue conducido durante el mes de Junio de 2011 por funcionarios de la Embrapa-Acre en el centro del área de estudio (área C, Figura 3), cuya superficie es de 100 m x 100 m. Fueron identificados todos los árboles en el área y marcados los que tuvieron diámetro en la altura del pecho (DAP) mayor a 10 cm, midiendo su eje y su altura total.

Fueron identificados 472 árboles con DAP superior a 10 cm, pertenecientes a 121 géneros y 151 árboles con DAP menor pertenecientes a 61 géneros diferentes.

A partir de este inventario forestal fue posible identificar las especies de árboles más abundantes en el área de estudio (Tabla 4).

Tabla 4: Especies más representativas de árboles en el área central de estudio.

Nombre Comun	Nombre Científico	Nº Ejemplares
Breu vermelho	Tetragastris altissima (Aubl.) Swart.	43
Urtiga branca	Urera sp.	25
Envira sapotinha	Quararibea guianensis Aubl.	20
Seringueira	Hevea Brasiliensis Muell. Arg.	15
Taboarana	Alseis sp.	15
Cajuerinho	Trichilia Sp.	14
Andiroba	Carapa guianensis Aubl.	10
Cacau da mata	Theobroma cacao L.	10
Pirarara	Metrodorea flavida K. Krause	10
Envira Preta	Ephedranthus guianensis	9
Pirarara branca	NI (Fam. Rutaceae)	7

3.3. DESARROLLO Y VALIDACIÓN DEL MÉTODO PARA LA DETERMINACIÓN DE MERCURIO EN LA VEGETACIÓN

3.3.1 Desarrollo y validación del método

3.3.1.1 Rango Lineal y linealidad. El rango lineal fue establecido a partir de la curva analítica, utilizando soluciones patrón de mercurio de 100 ng mL^{-1} y analizando volúmenes de esta solución correspondientes a masas de mercurio en el rango de 0,5 a 8 ng. Los datos obtenidos son presentados en la tabla 5.

El equipo DMA tiene tres células de detección (Cel 0, Cel 1 y Cel 2) dos de las cuales son usadas para masas menores de 20 ng (Cel 0 y Cel 1). El rango de masas de Hg de la Cel 0 y Cel 1 son 0-10 y 10-20 ng, respectivamente. Verificándose que el rango lineal para la célula 0 es de 0,5-8 ng ($r = 0,9973$) donde r designa el coeficiente de correlación lineal de la curva analítica. Los datos fueron procesados usando el método de mínimos cuadrados ordinarios y la ecuación de la recta fue establecida (Figura 5). También fueron evaluados el gráfico de residuos (figura 6) y verificados posibles outliers aplicando el test t .

Tabla 5. Datos obtenidos para la construcción de la curva analítica.

Volumen de solución (μl)	Masa de Hg (ng)	Absorbancia Celula 0
5	0,5	0,0332
5	0,5	0,0333
10	1	0,0678
10	1	0,0695
20	2	0,1341
20	2	0,1311
30	3	0,1945
30	3	0,1961
40	4	0,2623
40	4	0,265
50	5	0,316
50	5	0,3197
65	6,5	0,3972
65	6,5	0,3998
80	8	0,4674
80	8	0,4607

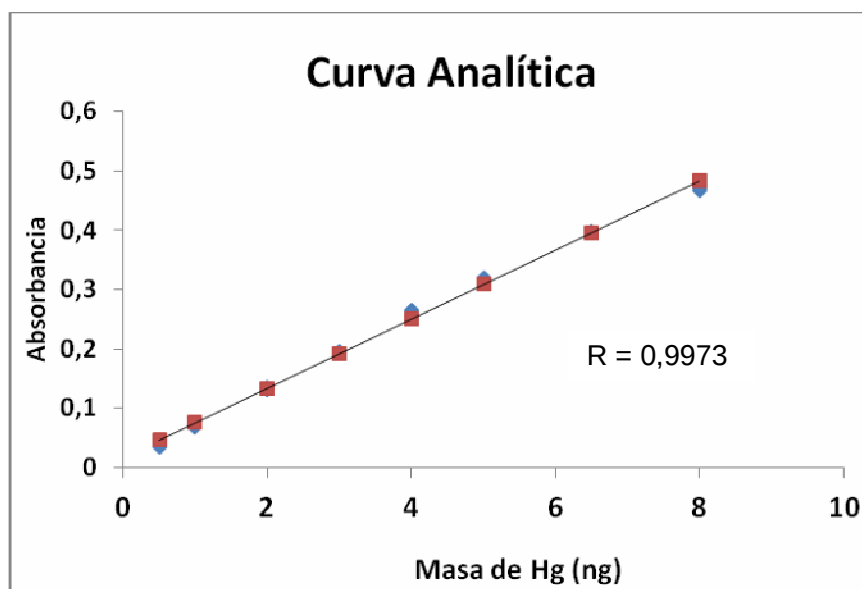


Figura 5. Curva analítica (célula O).

Ecuación de la curva Analítica: $Y = 0,05825X + 0,01572$, donde "y" es la absorbancia y "x" la masa de mercurio.

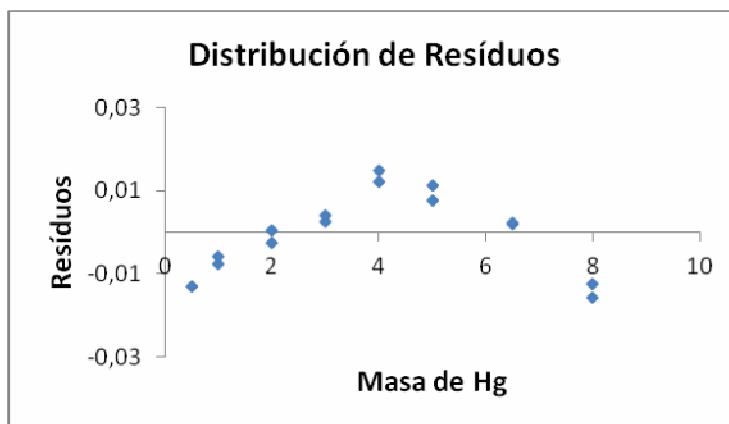


Figura 6. Distribución de residuos en la curva analítica, en el rango de 0,5 a 8 ng.

3.3.1.2. Precisión intra e inter-día. La precisión intra-día fue evaluada por la determinación de mercurio en una muestra de material certificado (hojas de manzana, SMR-1515), en el mismo día, por quintuplicado, en el mismo equipo y por el mismo analista, la precisión intra-día, expresada por la estimación de la desviación estándar relativa, es de 1,0% (concentración de mercurio de 49 ng/n).

La precisión inter-día fue evaluada por la determinación de mercurio en una misma muestra de material de referencia certificado de hojas de manzana (SMR-1515), en quince replicas en tres días diferentes (cinco cada día), en el mismo equipamiento y por el mismo analista, la precisión inter-día, expresada por la estimativa de la desviación estándar relativa, es de 2,9% (concentración de mercurio de 48 ng/g).

Los valores de precisión son aceptables en el contexto de la ecuación de Horwitz (Miller y Miller, 2000). Para el nivel de concentración evaluado, la ecuación de Horwitz establece una precisión aceptable de no máximo 25% para el nivel de concentración de 48 ng/g. Sin embargo, el valor previsto por la ecuación de Horwitz prevé que el análisis de precisión sea realizado en laboratorios diferentes, por analistas diferentes y en equipos diferentes. Así, considerando que las pruebas fueron realizadas en el mismo laboratorio y con el mismo equipamiento, consideramos aceptable un valor correspondiente a 2/3 del valor previsto por la ecuación de Horwitz, o sea de 16,7%.

3.3.1.3. Límite de detección y cuantificación. Existen diversas formas de estimar los límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ) de un método. El método más empleado está basado a partir de la curva analítica y a partir del análisis de las muestras en blanco.

En el caso de la curva analítica el LOD y LOQ están establecidos por las ecuaciones:

$$LOD = \frac{3s}{m} \quad \text{y} \quad LOQ = \frac{10s}{m} \quad \text{ecuaciones 3 y 4}$$

donde, s es la desviación estándar de la absorbancia de la muestra en blanco ($n=10$) y m el coeficiente angular de la curva analítica (Miller y Miller, 2000). Para la curva analítica fueron empleadas masas de muestra blancos (agua desionizada) de 0,10 g (masa de muestra que fue analizada en los blancos, conforme recomendación del fabricante).

Es importante notar que lo más recomendado sería determinar el LOD y LOQ con muestras blanco de hojas; sin embargo, no se tenía disponible este material. El LOD fue de 0,007 ng y el LOQ de 0,025 ng, considerando una masa de muestra de 0,10 g.

Estos valores determinados son más próximos a aquellos provistos por el fabricante del equipo, que reporta una detectabilidad de 0,0015 ng de Hg. Considerando una masa de muestra de 0,10 g, eso representaría un LOD del método de 0,07 ng/g y un LOQ de 0,25 ng/g.

3.3.1.4. Exactitud. La exactitud fue evaluada por el análisis de material certificado de hojas de manzana SMR 1515 y de durazno 1547. Los resultados obtenidos están presentados en la tabla 6.

Tabla 6. Valores de mercurio determinados en los materiales certificados.

Material de Referencia	Contenido de Hg certificado	Contenido medio de Hg determinado	n	s	Media ± Intervalo de confianza (P<0,05)
Hojas de Manzana SMR 1515	44 ± 4 ng/g	48,4 ng/g	15	1,45	48,4 ± 0,8 ng/g
Hojas de Durazno SMR 1547	31 ± 7 ng/g	38,49 ng/g	7	1,63	38 ± 1 ng/g

Por los resultados obtenidos se verificaron los contenidos de mercurio determinados, tanto para las hojas de manzana como las de durazno, se

encuentran en el rango de contenido de mercurio del respectivo material de referencia certificado a un nivel de confianza de 95%, por lo tanto, se evidencia que el método fue exacto.

3.3.1.5. Robustez. La robustez fue evaluada a través de la variación de siete factores en ocho experimentos como lo mostrado en la tabla 3 (de la parte experimental). Los experimentos fueron realizados en orden aleatorio, a través de sorteo. En la tabla 7 se muestran los factores seleccionados, los valores nominales de estos factores, sus variaciones y el valor de sus efectos calculados conforme establecido por el test de Youden (Brasil, 2011b).

Tabla 7. Factores evaluados en el ensayo de robustez y valores de los efectos.

Efecto	Factor	Valor nominal (Letra mayúscula)	Valor con variación (Letra minúscula)	Valores de los efectos (%)	Efectos normalizados (%)
A/a	Cantidad de masa	50 mg	70 mg	-1,37	2,82
B/b	Limpieza barcas absorbancia menor a 0,003	no	si	0,78	1,61
C/c	Temperatura de secado	200 °C	190 °C	0,56	1,15
D/d	Temperatura calcinación	650 °C	620 °C	0,14	0,30
E/e	Temperatura liberación	650 °C	620 °C	-0,36	0,74
F/f	Tiempo calcinación	1 min	57 s	-0,08	0,17
G/g	Tiempo liberación	1,45 min	1,40 min	-0,41	0,84

Para un número de grados de libertad de ocho, el $t_{\text{crítico}}$ ($p=0,05$) es de 2,306 y para un error puro asociado de 0,4856, consecuentemente el valor del efecto crítico igual a $t_{\text{crítico}}$ por el error puro, es igual a 1,1197.

En la figura 7, se muestran los valores de los efectos normalizados (Zeaiter et al., 2004) para las muestras de hoja, donde son iguales al valor del efecto sobre el error puro.

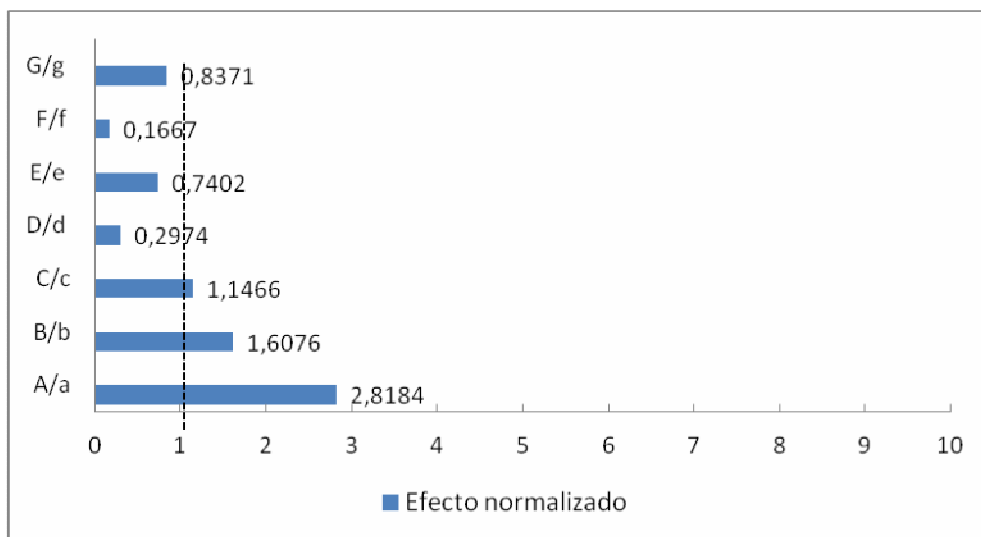


Figura 7. Gráfico de errores relativos normalizados para un planeamiento factorial fraccionado con ocho experimentos y siete variables, $E_{\text{crítico}}$, valor del efecto marcado por la línea trazada.

A partir del gráfico de los efectos normalizados, podemos ver que 3 de ellos (A/a, B/b y C/c) afectan positivamente la determinación de las concentraciones de mercurio en las muestras de hojas, siendo la masa de muestra la que tiene un efecto mayor. Por lo tanto, esos parámetros necesitan ser controlados.

Como se muestra en la tabla 7, las alteraciones en la cantidad de masa, dentro del rango sugerido de 50 mg a 70 mg, teniendo un valor mayor en la precisión del método, sin embargo este valor está dentro del rango de los valores esperados para una precisión intra-día de 1,0%; esto sugiere que el rango de trabajo dentro de este rango de masas ofrece una precisión adecuada.

Trabajos realizados por Melendez (2011) en material certificado mostraron que el rango de masa ideal para las muestras de hojas en el DMA estaba entre 45 mg y 70 mg, como lo muestran las siguientes figuras donde en este rango la concentración permanece constante y no hay un efecto matriz que afecte los resultados.

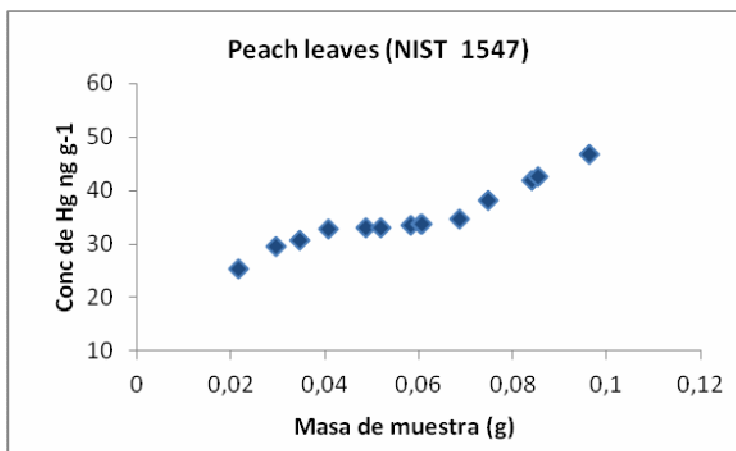


Figura 8. Estudio de efecto matriz con muestras de hojas de durazno SMR 1547 en el DMA (Melendez, 2011).

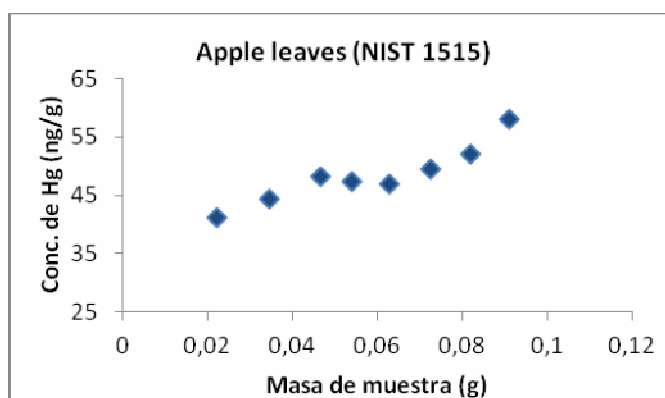


Figura 9. Estudio de efecto matriz con muestras de hojas de Manzana SMR 1515 en el DMA (Melendez, 2011).

Con el ensayo de robustez se demuestra que para las muestras de hojas, es confiable trabajar dentro del rango de masa de muestra de 45 mg a 70 mg, y además se hace notar que es importante mantener las medidas de absorbancia en el proceso de limpieza de las barcas, por debajo de 0,003 para garantizar una adecuada precisión del método.

Igualmente las pequeñas modificaciones de las temperaturas y tiempos en las rampas de calentamiento de las barcas, no mostraron influir en los resultados dentro del rango de masa previsto de trabajo. Sin embargo por lo que el método es considerado no robusto por lo que 3 de las variables evaluadas están por

encima del valor crítico. Con estos resultados se pudo evaluar la validación del método analítico y el método de trabajo para el equipo.

3.4. Muestras Analizadas. Las muestras de hojas, madera, corteza y hojarasca colectas en el área experimental en Acre fueron analizadas y el contenido de Hg determinado por medio del método anteriormente validado. Los resultados obtenidos son presentados en las tablas 8, 9,10 y 11 y en la figuras 10,11 y 12.

Tabla 8. Contenidos de Hg determinados en las hojas.

Muestra	Nombre especie	Conc. media de Hg (ng/g)	n	s	t 95%	Inter. conf. ts/ $\sqrt{n}$	Conc. media de Hg (ng/g) $\pm$ ts/ $\sqrt{n}$
F48e95	Andiroba	47,27	3	0,21	4,3	0,51	47,3 $\pm$ 0,5
F701	Andiroba	38,86	3	0,38	4,3	0,95	38,8 $\pm$ 0,9
	Andiroba	54,48	3	0,89	4,3	2,21	54 $\pm$ 2
F207e550	Breu Vermelho	23,42	3	0,23	4,3	0,56	23,4 $\pm$ 0,5
F501	Breu Vermelho	24,07	3	0,42	4,3	1,03	24 $\pm$ 1
F512	Breu Vermelho	20,09	3	0,43	4,3	1,08	20 $\pm$ 1
F519	Breu Vermelho	46,48	3	0,39	4,3	0,98	46 $\pm$ 1
F606e702	Breu Vermelho	55,21	3	0,09	4,3	0,22	55,2 $\pm$ 0,2
F723	Breu Vermelho	17,40	3	0,27	4,3	0,66	17,4 $\pm$ 0,6
F83	Breu Vermelho	35,84	3	0,22	4,3	0,55	35,8 $\pm$ 0,5
F85	Breu Vermelho	28,06	3	0,20	4,3	0,50	28,0 $\pm$ 0,5
F526	Breu Vermelho	30,83	3	0,51	4,3	1,28	30 $\pm$ 1
F144	Cacau da mata	22,64	3	0,18	4,3	0,45	22,6 $\pm$ 0,4
F58e146	Cacau da mata	44,59	3	0,01	4,3	0,03	44,59 $\pm$ 0,03
F632	Cacau da mata	9,23	3	0,22	4,3	0,54	9,2 $\pm$ 0,5
	Cacau da mata	24,77	3	0,34	4,3	0,85	24,7 $\pm$ 0,8
F33	Cajuerinho	26,06	3	0,26	4,3	0,66	26,0 $\pm$ 0,6
	Cajuerinho A	84,40	3	0,21	4,3	0,51	84,4 $\pm$ 0,5
F182	Envira Preta	27,04	3	0,23	4,3	0,57	27,0 $\pm$ 0,5
F32	Envira Sapotinha	25,73	3	0,36	4,3	0,89	25,7 $\pm$ 0,9
	Envira Sapotinha	34,20	3	0,40	4,3	1,00	34 $\pm$ 1
	Pirarara	38,88	4	0,79	3,18	1,26	38 $\pm$ 1
F07	Pirarara Branca	28,60	3	0,34	4,3	0,83	28,6 $\pm$ 0,8
F37e101	Pirarara Branca	55,38	4	0,65	3,18	1,03	55 $\pm$ 1
	Pirarara Branca 2	84,67	3	0,33	4,3	0,82	84,6 $\pm$ 0,8
	Pirarara Nova	5,38	3	0,05	4,3	0,13	5,3 $\pm$ 0,1
	Pirarara Velha	47,11	4	1,03	3,18	1,64	47 $\pm$ 1
F15	Seringueira	27,75	3	1,52	4,3	3,78	27 $\pm$ 3
F99e111	Seringueira	1,93	3	0,10	4,3	0,25	< LOQ
	Seringueira A	12,05	3	0,63	4,3	1,56	12 $\pm$ 1
	Taboarana	9,04	3	0,62	4,3	1,55	9 $\pm$ 1
	Urtiga branca	12,65	3	0,35	4,3	0,87	12,6 $\pm$ 0,8

n: número de determinaciones; s: desviación estándar; t: t de Student; < LOQ (debajo del límite de cuantificación).

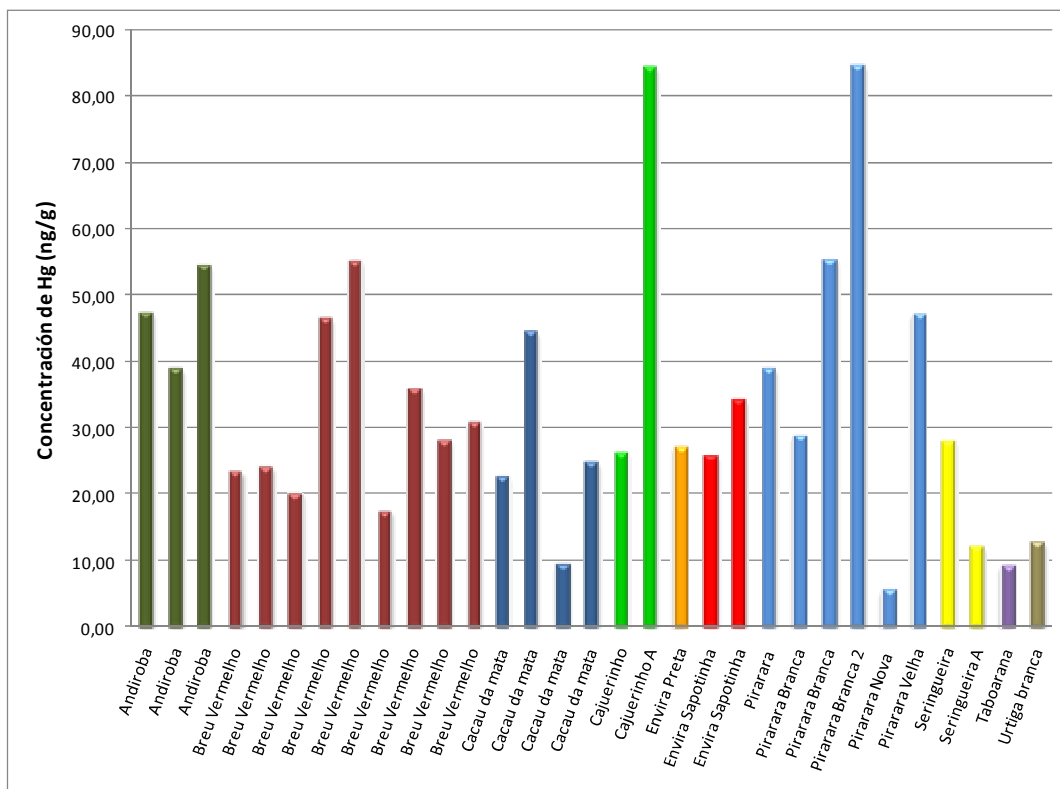


Figura 10. Concentración de mercurio (ng/g) en las hojas de los árboles seleccionados.

La concentración media de mercurio para las hojas muestreadas en el local de la Embrapa – Rio Branco/Acre, es de 34 ± 7 ng/g ($p < 0,05$), para un total de 32 muestras colectadas de 11 especies de árboles diferentes. El valor máximo y mínimo de Hg fueron de 84,7 y 5,4 ng/g, respectivamente y la mediana de 28,1 ng/g.

Estudios realizados, en 2004 y 2005, por Michelazzo et al. (2010), reportaron para la región de Alta Floresta, Mato Grosso, un valor medio de concentración de mercurio de 46 ± 9 ng/g en 2004 y 33 ± 10 ng/g en 2005. Los estudios fueron realizados en 14 especies de árboles representativos de la región Amazónica.

Ya estudios realizados por Melieres et al. (2003) en la selva Amazónica en Guayana Francesa, fueron reportados valores de concentración de mercurio en 11 diferentes especies de árboles, de orden 32,4 a 114 ng/g, y en una segunda área de estudio de 52,4 a 103 ng/g, con una media de 64 ± 14 ng/g ($p < 0,05$).

Sin embargo, Roulet et al. (1999) reportaron valores de concentración de mercurio en hojas de los bosques amazónicos con una media de 99 ng/g y un rango que

varía desde 3 hasta 291 ng/g, para 17 estaciones de muestreo, en una región con impacto de minería de oro en la región de la cuenca del río Tapajós, Brasil.

El rango de concentraciones de mercurio en las hojas colectadas en Rio Branco no muestra una variación significativa entre las diferentes especies. Estudios reportados en la literatura sugieren que muchas especies de gases tienden a depositarse más rápidamente sobre el dosel de los árboles con mayor índice de área foliar, menor resistencia estomática y mayor rugosidad (Zhang, 2010). El muestreo realizado en este estudio no pudo haber sido representativo y es importante que más muestras sean colectadas para permitir un tratamiento estadístico de los datos.

Sin embargo, la diferencia entre las concentraciones deja un espacio para que futuras investigaciones tomen parte de estudios más profundos en la deposición del mercurio, haciendo diferenciaciones entre las especies de árboles, sus edades y el área de estudio.

Tabla 9. Contenidos de Hg determinados en las muestras de hojarasca.

Muestra	Conc. media de Hg (ng/g)	n	s	t 95%	Inter. Conf. ts/ $\sqrt{n}$	Conc. media de Hg (ng/g) $\pm$ ts/ $\sqrt{n}$
Sub Bosque 3A	21,50	4	1,16	3,18	1,85	21 $\pm$ 2
Sub Bosque 5	24,36	3	1,63	4,3	4,05	24 $\pm$ 4
Sub Bosque 4	16,29	3	0,86	4,3	2,14	16 $\pm$ 2
Sub Bosque 3	20,61	3	0,48	4,3	1,19	20 $\pm$ 1
Sub Bosque 2	17,19	3	0,08	4,3	0,21	17,0 $\pm$ 0,2
Sub Bosque 1	19,67	3	1,05	4,3	2,61	20 $\pm$ 3
Hojarasca Bosque	43,10	3	1,29	4,3	3,19	43 $\pm$ 3
Hojarasca Campo 1	38,18	3	0,66	4,3	1,64	38 $\pm$ 2
Hojarasca 5	37,82	3	0,11	4,3	0,28	37,8 $\pm$ 0,2
Hojarasca 4	44,97	3	0,87	4,3	2,16	45 $\pm$ 2
Hojarasca 3	42,90	3	0,55	4,3	1,35	43 $\pm$ 1
Hojarasca 2	32,34	3	0,80	4,3	1,99	32 $\pm$ 2
Hojarasca 1	42,45	3	0,17	4,3	0,41	42,4 $\pm$ 0,4

n: número de determinaciones; s: desviación estandar; t: t de Student; * contenido de Hg (intervalo de confianza de 95%).

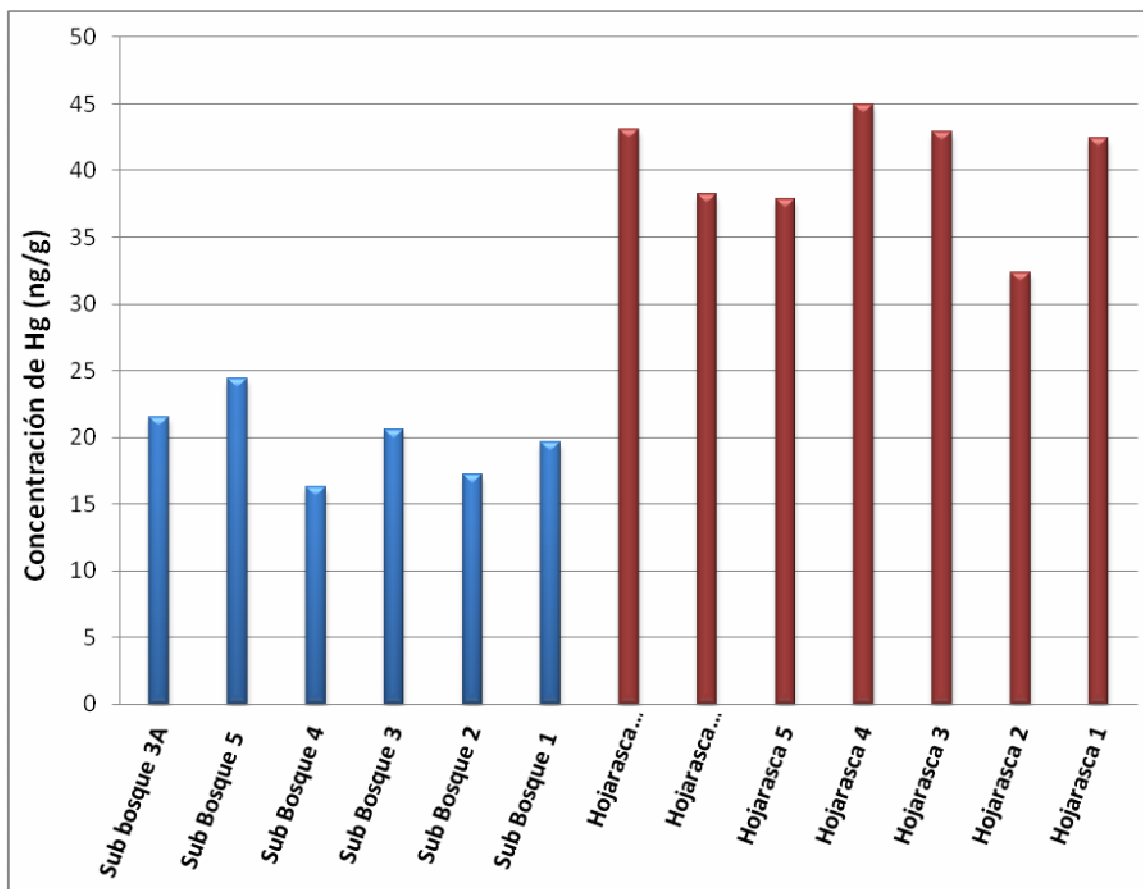


Figura 11. Concentración de mercurio (ng/g) en las muestras de sub bosque y hojarasca.

La concentración media de mercurio para las muestras de hojarasca del local de la Embrapa – Rio Branco / Acre, es de 40 ± 4 ng/g, para un total de 7 muestras colectadas.

Teixeira et al., (2012) en el bosque de Camorim, ubicado en el parque estatal Pedra Branca a 40 km de Rio de Janeiro, reportaron una concentración media anual de Hg en hojarasca de 238 ± 52 ng/g, en un rango entre 167 ng/g y 334 ng/g para un bosque tropical con alta producción de biomasa. Otros valores reportados en la literatura (Roulet et al., 1998) para la selva amazónica con un valor de Hg de 92 ± 13 ng/g.

Margarelli et al. (2006) en la cuenca del Rio Negro en Brasil, informó una concentración de 48 ± 10 ng/g y estudios más recientes llevados a cabo por Michelazzo et al. (2010) en la Alta Floresta, Mato Grosso-Brasil, indicaron valores de 60 ± 10 ng/g (2004) y 111 ± 23 ng/g (2005).

El rango de concentraciones de mercurio en la hojarasca se encontró entre 32 y 45 ng/g, valores que están dentro del mismo rango de la concentración de mercurio en las hojas del lugar de estudio 34 ± 7 ng/g, valores bajos y pertenecientes a una zona sin influencia de minería.

Los valores de concentraciones de mercurio en el sub-bosque han sido muy poco estudiados, así como su papel en el ciclo biogeoquímico del mercurio. Sin embargo estudios como los llevados a cabo por Graydon *et al.* (2012), han manifestado que la vegetación del suelo, o sea el sub-bosque, tiene la capacidad de interceptar y retener el mercurio, por periodos desconocidos de tiempo, posiblemente hasta su senescencia y descomposición. En estos estudios llevados a cabo entre 2001 y 2006 para tierras altas y humedales, mostraron que la deposición en el dosel del bosque fue 13% mayor comparado con el sub-bosque, caso contrario visto en los humedales donde la deposición en el sub-bosque fue 70% mayor contrastado con el dosel, sugiriéndose que esto es debido a un área foliar mayor en el sub-bosque del humedal haciendo más eficiente la retención del mercurio.

Para nuestro estudio la concentración de mercurio en el sub-bosque fue de 20 ± 3 ng/g, en un rango de 16 ng/g a 24 ng/g, evidenciando un rango de concentraciones poco dispersas y mostrando que la deposición fue aproximadamente 50 % mayor en el dosel del bosque que en el sub-bosque.

En estudio subsecuente fueron analizadas muestras de madera de los árboles pertenecientes a las especies más representativas del área de estudio.

En los ensayos de laboratorio una cantidad de 0,170 g de muestra de madera fueran usadas para estas determinaciones. Esta masa fue dividida en tres barcas para ser analizadas secuencialmente. El límite de cuantificación para Hg fue de 2 ng/g, considerando una detectabilidad de 0,5 ng (conforme recomendado por el fabricante).

Los resultados de Hg en madera están presentados en la tabla 10.

Tabla 10. Contenidos de Hg determinados en las muestras de madera.

Muestra	Nombre especie	Conc. media de Hg (ng/g) $\pm$ ts/ $\sqrt{n}$ (p<0,05)
M031	Seringueira	6,2 $\pm$ 0,8
M482	Andiroba	< LOQ
M190	Andiroba	< LOQ
M410	Andiroba	< LOQ
M501	Breu vermelho	< LOQ
M172	Breu vermelho	< LOQ
M178	Breu vermelho	< LOQ
M163	Cacau da Mata	< LOQ
M143	Cacau da Mata	< LOQ
M472	Cacau da Mata	< LOQ
M054	Cajuerinho	< LOQ
M052	Cajuerinho	< LOQ
M455	Cajuerinho	< LOQ
M559	cajuerinho	< LOQ
M207	Envira sapotinha	< LOQ
M082	Envira sapotinha	< LOQ
M422	Envira sapotinha	< LOQ
M079	Pirarara	< LOQ
M086	Pirarara	< LOQ
M030	Pirarara	< LOQ
M020	Pirarara branca	< LOQ
M014	Pirarara branca	< LOQ
M007	Pirarara branca	< LOQ
M027	Seringueira	< LOQ
M499	Seringueira	< LOQ
M168	Taboarana	< LOQ
M018	Taboarana	< LOQ
M555	Urtiga branca	< LOQ
M004	Urtiga branca	< LOQ
M587	Urtiga branca	< LOQ

$n=3$, < LOQ (debajo del límite de cuantificación de 2 ng/g).

De las treinta muestras de madera colectadas, solamente una tenía un nivel de concentración detectable por encima del límite de cuantificación de 2 ng/g, ver tabla 10.

De acuerdo a lo reportado en la literatura la mayoría de los contenidos de mercurio en madera están por debajo de 2 ng/g (Friedli *et al.*, 2009b, Michelazzo *et al.*, 2010), estando por debajo de los límites de cuantificación usados para la detección de mercurio.

Solamente una muestra que tuvo una concentración mayor que el LOQ con una concentración de 6,2 ng/g, la cual no es representativa para brindar una conclusión acerca de las concentraciones límites de Hg. Por lo que es importante, que se sigan adelantando estudios sobre el tipo de vegetación, sus cualidades y como estas influyen en la absorción de mercurio atmosférico, para hacer una mejor caracterización de los bosques y el tipo de vegetación y su relación con el secuestro de mercurio.

Las concentraciones de mercurio para las muestras de corteza de los árboles están presentadas en la tabla 11 y las concentraciones medias en la figura 12.

Tabla 11. Contenidos de Hg determinados en las muestras de Corteza.

Muestra	Nombre especie	DAP (cm)	Conc. media de Hg (ng/g)	n	s	t 95%	Inter. Conf. ts/ $\sqrt{n}$	Conc. media de Hg (ng/g) $\pm$ ts/ $\sqrt{n}$
C178	Breu Vermelho	17,6	14,70	3	2,23	4,3	5,54	15 $\pm$ 5
C163	Cacau da mata	13,1	21,43	3	0,44	4,3	1,10	21 $\pm$ 1
C143	Cacau da mata	11,8	15,63	3	0,09	4,3	0,22	15,6 $\pm$ 0,2
C472	Cacau da mata	14,1	12,49	3	0,24	4,3	0,59	12,5 $\pm$ 0,6
C052	Cajuerinho	19,6	9,56	3	0,14	4,3	0,34	9,5 $\pm$ 0,3
C455	Cajuerinho	10,7	4,09	3	0,56	4,3	1,38	4 $\pm$ 1
C054	Cajuerinho	14,4	13,21	3	0,35	4,3	0,87	13,2 $\pm$ 0,8
C559	Cajuerinho	13,7	6,94	3	0,44	4,3	1,10	7 $\pm$ 1
C422	Envira Sapotinha	16	13,54	3	0,49	4,3	1,23	13 $\pm$ 1
C031	Seringueira	23,5	4,81	3	0,40	4,3	0,99	4,8 $\pm$ 1
C027	Seringueira	37,8	4,37	3	0,36	4,3	0,89	4,4 $\pm$ 0,9
C499	Seringueira	12,1	8,55	3	0,50	4,3	1,23	8 $\pm$ 1
C018	Taboarana	17,9	3,64	3	0,91	4,3	2,26	4 $\pm$ 2
C168	Taboarana	9,95	3,90	3	0,66	4,3	1,63	4 $\pm$ 1
C587	Urtiga Branca	14,5	7,47	3	1,64	4,3	4,08	7 $\pm$ 4
C190	Andiroba	28,8	< LOQ	3				< LOQ
C482	Andiroba	15	< LOQ	3				< LOQ
C501	Breu Vermelho	20,8	< LOQ	3				< LOQ
C079	Pirarara	17,5	< LOQ	3				< LOQ
C172	Breu Vermelho	24	< LOQ	3				< LOQ
C030	Pirarara	11,3	< LOQ	3				< LOQ
C007	Pirarara Branca	17,2	< LOQ	3				< LOQ
C086	Pirarara	21,5	< LOQ	3				< LOQ
C082	Envira Sapotinha	23,3	< LOQ	3				< LOQ
C020	Pirarara Branca	12,1	< LOQ	3				< LOQ
C555	Urtiga Branca	10,4	< LOQ	3				< LOQ
C014	Pirarara Branca	9,1	< LOQ	3				< LOQ
C207	Envira Sapotinha	14,3	< LOQ	3				< LOQ
C410	Andiroba	11,1	< LOQ	3				< LOQ

n: número de determinaciones; *s*: desviación estandar; *t*: *t* de Student; < LOQ (debajo del límite de cuantificación, 2 ng/g).30

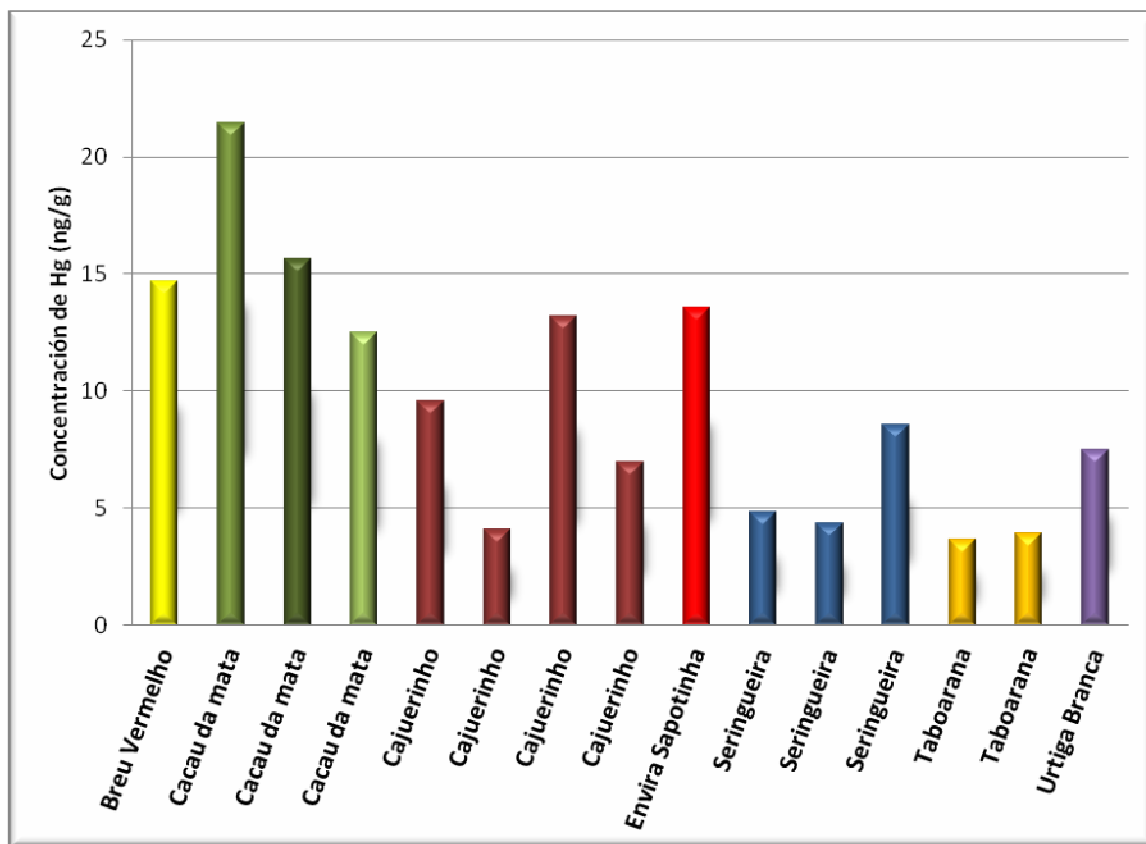


Figura 12. Concentraciones de mercurio (ng/g) en las muestras de corteza.

Los análisis de mercurio en cortezas revelaron que de las 29 muestras estudiadas apenas 15 presentaron un contenido de mercurio encima del LOQ del método. El mayor valor encontrado fue de 21 (ng/g). No se encontraron diferencias entre los contenidos de mercurio hallados en las diferentes especies en donde se encontraron concentraciones más altas, así como tampoco en la edad de los individuos, cuyo valor es relativo al diámetro del árbol (Lukaszkievicz y Kosmala, 2008).

Para el contenido de mercurio en cortezas Friedli *et al.*, (2009b) reportaron concentraciones de mercurio mayores que en las hojas, con valores que difieren entre las fracciones vivas y las muertas, para bosques de coníferas en Norte América.

Estudios realizados por Hanson *et al.* (1997) muestran que las superficies de cortezas en el bosque contribuyen con menos del 10% del total de las reemisiones naturales del bosque, representando un 33% del área vegetal superficial para un bosque de robles.

Rykowska y Wasiak (2011) reportaron valores de concentración de mercurio en corteza de árboles de maple en Europa en un rango de 49 a 160 (ng/ng), que comparado con un valor de 260 (ng/ng) de media en la concentración de mercurio para las hojas y ramas, se muestra que la mayoría de la deposición tanto seca y húmeda se lleva a cabo en las mismas.

También es posible sugerir que las concentraciones de mercurio en la vegetación dependen de la concentración de mercurio atmosférico en la región, ya que las hojas al representar gran parte de la superficie expuesta vegetal y de mayor intercambio gaseoso en la planta, hace que el mercurio depositado en ellas se encuentre en mayores concentraciones.

3.5. CONTENIDO DE MERCURIO EN LA BIOMASA Y FACTORES DE EMISION

Los datos de concentración de mercurio almacenados en la vegetación analizada en el local de estudio en Rio Branco, tanto en la madera, corteza, hojas y hojarasca, son correlacionados con la cantidad de masa presente en la zona de estudio.

El factor de emisión de mercurio (FE), equivale a la masa de mercurio que es emitida a la atmósfera por masa de biomasa quemada (g de Hg kg^{-1} de biomasa) (Wiedinmyer y Friedli, 2007) para las especies vegetales en el experimento de quema. Fue calculado de acuerdo a la ecuación 5.

$$FE = EM \times EC \times EE \quad \text{Ecuación 5}$$

Donde,

FE = factor de emisión (g ha^{-1});

EM = concentración de mercurio en la biomasa seca (g ha^{-1});

EC = eficiencia de combustión de la biomasa (%);

EE = eficiencia de emisión de mercurio para la atmosfera (%), considerando la quema completa de biomasa.

Los factores de emisión de mercurio están en función del área quemada, la cantidad de combustible, la eficiencia de combustión y los factores de emisión, y cada uno está asociado con incertidumbres (Friedli *et al.*, 2009b).

El EM (g ha^{-1}) representa el stock de mercurio en la vegetación y se calcula multiplicando la concentración media de Hg por los valores de biomasa seca (Mg ha^{-1}). Los datos detallados de la biomasa seca (madera, hojas, cortezas y

hojarasca) y la fracción de la biomasa consumida realmente (EC) se obtendrán conforme a lo dispuesto por el proyecto temático FAPESP (2010/19040-4). EE se utilizará por un valor de 83% (Michelazzo et al., 2010), de acuerdo al trabajo anteriormente realizado en bosques propios de la región amazónica.

Estudios realizados por el INPE, Saatchi *et al.* (2007), usando datos de satélites calcularon la cantidad de biomasa para la cuenca del río Amazonas, con una media de 272,5 Mg ha⁻¹, y para la zona sudoeste de la cuenca informa una variación de entre 100 a 200 Mg ha⁻¹ para bosques de transición. Estudios más recientes llevados a cabo por Salimon *et al.* (2011) estimaron la biomasa media para el estado de Acre en 246 ± 90 Mg ha⁻¹ y para bosque denso de 322 ± 20 Mg ha⁻¹.

La cantidad de biomasa seca, usada para realizar los cálculos de los factores de emisión fue tomada como la media de 246 ± 90 Mg ha⁻¹ para el estado de Acre del estudio de Salimon *et al.*, (2011), con una incerteza de 36% en el cálculo de la cantidad de biomasa.

Los datos de distribución de biomasa, porcentajes de humedad, eficiencias de combustión (EC) y eficiencias de emisión de mercurio para la atmósfera (EE) fueron tomados del trabajo realizado por Michelazzo *et al.*, (2010). Los factores de emisión de mercurio fueron estimados en este trabajo usando las concentraciones de mercurio en las diferentes fuentes de biomasa (hojas, hojarasca, madera). Estos valores están incluidos en la tabla 12.

Tabla 12. Biomasa total, stock de Hg y factor de emisión de Hg para la quema en Rio Branco, 2011.

Biomasa	Distribución biomasa%	Biomasa fresca (Mg ha ⁻¹)	% Humedad (m/m)	Biomasa seca (Mg ha ⁻¹)	Concentración Hg (ng g ⁻¹)	EM (g ha ⁻¹)	EC %	EE %	FE Hg (g ha ⁻¹)
Troncos DBH > 30cm	40,9	173,31	72,25	100,61	2	0,20	4,82	83	0,01
Troncos 10 cm < DBH < 30cm	19,1	80,93	72,25	46,99	2	0,09	16,9	83	0,01
Ramas D > 10 cm	23,5	99,58	72,25	57,81	2	0,12	16,9	83	0,02
Ramas D < 10 cm	6,5	27,54	72,25	15,99	2	0,03	88,6	83	0,02
Hojas	5,2	22,03	72,25	12,79	34	0,43	88,6	83	0,32
Hojarasca	4,8	15,21	28,83	11,81	40	0,47	88,6	83	0,35
Total	100	418,61		246		1,35			0,73

FE = factor de emisión (g ha⁻¹); EM = concentración de mercurio en la biomasa seca (g ha⁻¹); EC = eficiencia de combustión de la biomasa (%); EE = eficiencia de emisión de mercurio para la atmósfera (%), considerando la quema completa de biomasa.

El factor de eficiencia de emisión de mercurio (EE) de $83 \pm 7\%$ usado por Michelazzo *et al.*, (2010) fue obtenido por medio de una cámara de combustión siendo considerado constante y es del mismo orden de grandeza que reportado por Veiga *et al.*, (1994) de 90%, estos valores de eficiencia de liberación de mercurio dependen de la eficiencia de combustión del material (Friedli *et al.*, 2009b), que en este caso las eficiencias de combustión del material llegaron a 88,6% para las hojas y a niveles de 4,86% para los troncos mayores.

El factor de emisión de mercurio estimado proveniente de la quema de biomasa en la región de Rio Branco, en la Amazonía Brasileña es de $0,73 \text{ g ha}^{-1}$. Ese valor está claramente por debajo de los valores reportados por Michelazzo *et al.* (2010) de 1,9 y $1,8 \text{ g ha}^{-1}$ y Roulett *et al.* (1999) de $2,7 \text{ g ha}^{-1}$ donde además este estudio tuvo en cuenta la emisión por la vegetación debajo del suelo.

Experimentos llevados a cabo por Chatto *et al.* (2003), Indicaron una disminución del grosor de las cortezas de 16% durante experimentos de quema en Eucaliptos, mostrándose este valor dependiente de la intensidad del fuego, en donde las tasas de transferencia de calor dentro de la corteza del árbol son más altas cuando la temperatura de la llama es más alta y por mayor tiempo (Johnson y Miyanishi, 2001), en donde en nuestra quema se alcanzaron temperaturas máximas registradas en los dataloggers de 360°C y en donde la duración del proceso de combustión fue de más de 24 horas. Por lo que se considera que una parte del mercurio almacenado en la corteza, también es liberado durante la quema, este valor no fue calculado en este estudio debido a la falta de datos sobre la cantidad de corteza perteneciente a la biomasa en el área de estudio.

El stock calculado de mercurio en la vegetación de la zona de estudio en la Embrapa, Rio Branco fue de $1,35 \text{ g ha}^{-1}$. Michelazzo *et al.*, (2010) calcularon un stock de mercurio de 4 y $3,7 \text{ g ha}^{-1}$, para dos zonas pertenecientes al arco de deforestación de la Amazonía. Roulett *et al.*, (1999) estimó que para la zona del río Tapajos, $5,21 \text{ g ha}^{-1}$ estaban almacenados en la vegetación y $1,18 \text{ g ha}^{-1}$ en la hojarasca.

Las diferencias en estos factores de emisión son debidas a las mayores concentraciones de mercurio encontradas en la hojarasca que en los estudios mencionados como el de Michelazzo *et al.* (2010) y Roulet *et al.* (1999). Por lo que se hace evidente que la hojarasca, proveniente del dosel del bosque, es el principal camino del mercurio atmosférico hacia el suelo, y que la producción de abundante hojarasca por las selvas tropicales pueden movilizar una mayor cantidad de mercurio, por el constante recambio en las hojas del bosque.

Esta premisa debe ser corroborada con estudios llevados a cabo en lugares con concentraciones similares de mercurio atmosférico y diferentes índices de producción de hojarasca.

Es muy importante además que se evalúen las concentraciones de mercurio atmosférico para poder crear modelos regionales de emisiones de mercurio con mayor exactitud, que puedan realmente mostrar la importancia de los bosques en la inmovilización de este elemento de la atmósfera.

CONCLUSIONES

- El método establecido fue validado para determinación de mercurio en hojas, hojarasca, madera y corteza, usando el espectrómetro de absorción atómica, Direct Mercury Analyser DMA-80. El límite de cuantificación fue de 2 ng/g y atendió los objetivos propuestos. La precisión intra-día fue de 1% e Inter-día de 2,9%, el método fue exacto y el principal factor que afectó positivamente la concentración de Hg en el método fue la cantidad de masa de la muestra.
- El valor medio de la concentración de mercurio en hojas es comparable con los valores reportados en la literatura en la región Amazónica en el rango de concentraciones de $5,3 \pm 0,1$ a $84,6 \pm 0,8$ ng/g y una media de 34 ± 7 ng/g. Para la hojarasca el valor medio fue de 40 ± 4 ng/g, siendo 3 veces menor a los valores reportados en la literatura para la región Amazónica, variando en un rango entre 32 ± 2 y 45 ± 2 ng/g. Las concentraciones de la madera estuvieron por debajo del límite de cuantificación propuesto y además se corroboró que la superficie del sub-bosque y la corteza de los árboles también tienen la capacidad de retener mercurio.
- A pesar de que se halla verificado una variación en la concentración de mercurio entre las especies vegetales, no es posible hacer una clara diferenciación entre las concentraciones, ya que la muestra no fue representativa para todas las especies y también no fue hecha la determinación del área foliar para cada una de ellas.
- El factor de emisión de mercurio proveniente de la quema de vegetación en la región de Rio Branco, Estado de Acre en Brasil, es de $0,73 \text{ g ha}^{-1}$ aproximadamente 3 veces menor en comparación con otros ya reportados anteriormente en la literatura y contribuye a una mejor evaluación de la movilización del Hg debido a los efectos de las quemadas en la Amazonía.
- El valor medio concentración de Hg en el sub-bosque fue de 20 ± 3 ng/g, evidenciando que el bosque tiene la capacidad de retener mercurio en toda su estratificación.

RECOMENDACIONES

- Para calcular las incertezas faltantes en cuanto a la parte botánica en un estudio de las emisiones de mercurio, es necesario que se cuente con un biólogo que haga una caracterización de la vegetación presente y se puedan analizar todas o parte de las condiciones fisiológicas vegetales que afectan la absorción y deposición de mercurio sobre la superficie de las plantas, haciendo diferenciación de las especies, edades y el área de estudio.
- Es necesario que se hagan esfuerzos para tener más estudios sobre las emisiones de mercurio por la quema de biomasa en la selva Amazónica, para poder cuantificar con menor incerteza la cantidad de mercurio que es retenido y liberado durante las quemas, al igual que se hace indispensable contar con un monitoreo constante y con mapas actualizados del área total quemada y del avance de la deforestación en la Amazonía, instrumentos imprescindibles para la creación de políticas ambientales y de herramienta para los futuros investigadores.
- Es importante que se realicen estudios de asociación del Hg atmosférico y del Hg en la vegetación, midiendo además las concentraciones de mercurio por muestreadores pasivos considerando la estratificación del bosque, en donde se puedan cuantificar e evaluar la importancia de cada uno de los componentes del bosque en la inmovilización de este elemento en la atmósfera.

REFERENCIAS DOCUMENTALES

- Andreae, M.O.; Merlet, P. Emissions of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global of Biogeochemical Cycles*, 2001, 15, 955-966.
- Anselmo, E. 2011. Engenheiro Ambiental INPE - Brasil, correspondencia personal.
- ANVISA, Portaria n ° 685, de 27 de agosto de 1998. Accesado 10 abril 2012 http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm
- Aragão, L. E. O. C.; Shimabukuro, Y.E. The Incidence of Fire in Amazonian Forests with Implications for REDD. *Science Reports*, 2010, 328, 1275-1278.
- Artaxo, P.; de Campos, R.C.; Fernandes, E.D.; Martins J.V.; Xiao Z.; Lindqvist, O. ; Fernandez-Jimenez , M.T.; Maenhaut, W. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atmospheric Environment*, 2000, 34, 4085-4096.
- Brando, P.M.; Nepstad, D.C.; Davidson, E.A.; Trumbore, S.E.; Ray, D.; Camargo, P. Drought effects on litterfall, wood production and belowground carbon cycling in an Amazon forest: results of a throughfall reduction experiment. *Philosophical Transactions of the Royal Society London*, 2008, Series B, 363, 1839–1848.
- Bash, J. O. Description and initial simulation of a dynamic bidirectional air-surface exchange model for mercury in Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model. *Journal of Geophysical Research*, [Atmos.], 2010, 115.
- Barbosa, R. A. y Fearnside, P. M.: Carbon and nutrient flows in an Amazonian forest: Fine litter production and composition at Apiau, Roraima, Brasil. *Tropical Ecology*, 1998, 37, 115–125.
- Barbosa, A.C.; de Souza, J.; Dorea, J.G.; Jardim, W.F.; Fadini, P.S. Mercury in hair and in fish consumed by Riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brasil. *International Journal Environmental Health Research*, 2003, 13, 239-248.
- Barlow, J.; Gardner, T. A.; Ferreira, L. V.; Peres, C. A. Litterfall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 2007, 247, 91–97.
- Bastos, W.R.; Gomes J.P.O.; Oliveira R.C.; Almeida R.; Nascimento E.L.; Bernardi J.V.E.; Lacerda L.D.; Silveira E.G.; Pfeiffer W.C. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brasil. *The Science of Total Environment*, 2006, 368, 344-351.

- Bastos, W.R.; de Almeida, R.; Dorea, J.G., Barbosa, A.C. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology*, 2007, 16, 341-346.
- Benhin, J.K.A. Agriculture and deforestation in the tropics: a critical theoretical and empirical review. *A Journal of the Human Environment*, 2006, 35(1) :9-16.
- Brasil, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Guia de validação e controle de qualidade analítica : fármacos em produtos para alimentação e medicamentos. Secretaria de Defesa Agropecuária. – Brasília, 2011a, 72 p.
- Brasil, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Manual da Garantia da Qualidade Analítica. Resíduos e contaminantes em alimentos. Secretaria de Defesa Agropecuária. – Brasília, 2011b, 215 p.
- Bisinoti, M.C.; Junior, E.S.; Jardim, W.F. Seasonal behavior of mercury species in waters and sediments from the Negro river Basin, Amazon. *Journal of the brazilian chemical society*, 2007, 18(3), 544-553.
- Biswas, A; Blum, J.D; Keeler, G.J. Mercury storage in surface soils in a central Washington forest and estimated release during the 2001 Rex Creek Fire. *Science of the Total Environment*, 2008, 404, 129-138.
- Carvalho, D.S.S.V. Procedimento para validação intralaboratorial de métodos de ensaio: delineamento e aplicabilidade em análises de alimentos. Belo Horizonte, Brasil. 2007, Tesis presentada en la Universidade Federal de Minas Gerais para a obtención del grado de Doctor en Ciencias de los Alimentos, en la Facultad de Farmacia.
- Chave, J.; Navarrete, D.; Almeida, S.; Alvarez, E.; Aragão, L. E. O. C.; Bonal, D.; Chatelet, P.; Silva-Espejo, J. E.; Goret, J.Y.; von Hildebrand, P.; Jimenez, E.; Patiño, S.; Peñuela, M. C.; Phillips, O. L.; Stevenson, P.; Malhi, Y. Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. *Biogeosciences*, 2010, 7, 43–55.
- Chatto, K.; Bell, T.; Kellas, J. Effects of repeated low-intensity fire on tree growth and bark in a mixed eucalypt foothill forest in south-eastern Australia. *Fire Management, Department of Sustainability and Environment*, Dec 2003, Victoria Report No. 66.
- Clark, D. A.S.; Brown, D. W.; Kicklighter, J. Q.; Chambers, J. R. Thomlinson, J. N.; Holland, E.A. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. *Ecological Applications*, 2001, 11, 371–384.
- Cohen, M.; Artz, R.; Draxler, R.; Miller, P.; Niemi, D.; Ratte, D.; Deslauriers, M., Duvar, R.; Laurin, R.; Slotnick, J.; Nettesheim, T.; McDonald, J. Modeling the atmospheric transport and deposition of mercury to the Great Lakes. *Environmental Research*, 2004, 95, 247-265.

- Converse, A. D.; Riscassi, A. L.; Scanlon, T.M. Seasonal variability in gaseous mercury fluxes measured in a high-elevation meadow. *Atmospheric Environment*, 2010, 44, 2176–2185.
- Cordeiro, R.C.; Turcq, B.; Ribeiro, M.G.; Lacerda, L.D.; Capitaneo, J.; da Silva, A.O.; Sifeddine, A.; Turcq, P.M.. Forest fire indicators and mercury deposition in an intense land use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT). *Science of the Total Environment*, 2002, 293, 247-256.
- Cordy, P.; Veiga, M.M.; Salih, I.; Al-Saadi, S.; Console, S.; Garcia, O.; Mesa, L.A.; Velásquez-López, A.C.; Roeser, M. Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Science of the Total Environment*, 2011, doi:10.1016/j.scitotenv.2011.09.006, 154-160.
- Cox, P.; Betts, R.; Jones, C.; Spall, S.; Totterdell, I. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, 2000, 408, 184–187.
- Dantas, M. y Phillipson, J.: Litterfall and litter nutrient content in primary and secondary Amazonian “terra firme” rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 1989, 5, 27–36.
- Dastoor, A.P. y Larocque, Y. Global circulation of atmospheric mercury: a modelling study. *Atmospheric Environment*, 2004, 38, 147-161.
- De Oliveira-Santos, E. C.; De Jesus, I.M.; Brabo, E.S.; Câmara, V.M.; Loureiro, E. C. B.; Mascarenhas, A.F.; Faial, K.F.; Da Silva, A.P.; Da Silva, R.U.; Luiz, R.R.; Higuchi, H. Exposure to Mercury in the Urban Population Rio Branco City, State of Acre, Brasil. *Bulletin Environment Contamination and Toxicology*, 2002, 69, 314-319.
- DiCosty, R.J.; Callahan Jr M.A.; Stanturf J.A. Atmospheric deposition and re-emission of mercury estimated in a prescribed forest-fire experiment in Florida, USA. *Water, Air and Soil Pollution*, 2006, 176, 77-91.
- Engle, A.M.; Gustin, M.S.; Johnson, D.W.; Murphy, J.F.; Miller, W.W.; Walker, R.F.; Wright, J.; Markee, M.. Mercury distribution in two Sierran forest and one desert sagebrush steppe ecosystems and the effects of fire, *Science of the Total Environment*, 2006, 367, 222-233.
- Ericksen, J.A.; Gustin M.S.; Shorran D.E.; Johnson D.W.; Lindberg S.E.; Coleman J.S. Accumulation of atmospheric mercury in forest foliage. *Atmospheric Environment*, 2003, 37, 1613-1622.
- Eurachem. The Fitness for Purpose of Analytical Methods. A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics. United Kingdom. ISBN: 0-948926-12-0, 1998, 61p.

- Fabian, P.; Kohlpainter, M.; Rollenbeck, R. Biomass burning in the Amazon-fertilizer for the mountainous rain forest in Ecuador. *Environmental Science Pollution Research*, 2005, 12(5), 290–296.
- Farella, N. Les fermes des régions frontières d'Amazonie brésilienne: relations entre les origines familiales, les pratiques agricoles, les impacts sur les sols et le déboisement. Montréal, Canada, 2005, Tesis presentada en la Université du Québec à Montréal para la obtención del grado de Doctor en Ciencias Ambientales.
- França, E.J., Fernandes, E.A., Bacchi, M.A., Saiki, M. Native trees as biomonitors of chemical elements in the biodiversity conservation of the Atlantic Forest. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 2004, 49 (1e3), 579-592.
- Friedli, H.R.; Radke L.F.; Lu J.Y.; Banic C.M.; Leaitch W.R.; MacPherson J.I. Mercury emissions from burning of biomass from temperate North American forests: laboratory and airborne measurements. *Atmospheric Environment*, 2003, 37, 253-267.
- Friedli, H.R.; Arellano, A . F .; Cinnirella, S.; Pirrone, N. Initial Estimates of Mercury Emissions to the Atmosphere from Global Biomass Burning. *Environmental Science & Technology*, 2009a, 43, 3507–3513.
- Friedli, H.R.; Arellano, A . F .; Cinnirella, S.; Pirrone, N. Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere, Springer Science + Business Media, LLC, 2009b, 193, DOI: 10.1007/978-0-387-93958-2_8, 193 -220.
- Fu , X.; Feng, X.; Sommar, J.; Wang, S. A review of studies on atmospheric mercury in China. *Science of the Total Environment*, 2011, doi:10.1016/j.scitotenv2011.09.089.
- Gaona, X.M. El Mercurio Como Contaminante Mundial. Desarrollo de Tecnologías para su Determinación en Suelos Contaminados y Estrategias la Reducción de su Liberación al Medio Ambiente. Barcelona, España. 2004, Tesis presentada en la Universitat Autònoma de Barcelona para la obtención del grado de Doctor en Química, en el área de Química Analítica.
- Graydon, J.A.; Louis,V.L.; Lindberg, S.E; Sandilands, K.A.; Rudd, J.W.M.; Kelly, C.A.; Harris,R.; Tate, M,T.; Krabbenhoft, D.P.; Emmerton, C.A.; Asmath, H.; Richardson, M. The role of terrestrial vegetation in atmospheric Hg deposition: Pools and fluxes of spike and ambient Hg from the METAALICUS experiment. *Global Biogeochemical Cycles*, 2012, 26, GB1022, doi:10.1029/2011 GB004031.
- Grigal, D.F. Mercury sequestration in forest and peatlands: A review. *Journal of Environmental Quality*, 2003, 32, 393-405.
- Hacon, S.; Barrocas, P.R.G.; Vasconcellos, A.C.; Barcellos, C.; Wasserman, J.C.; Campos, R.C.; Riveiro, C.; Azevedo-Carlioni, F.B. An overview of mercury contamination research in the Amazon basin with an emphasis on Brasil. *Caderno de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 2008, 24(7),1479-1492.

- Han, Y.J.; Holsen, T.M.; Hopke, P.K.; Yi, S.M. Comparison between back-trajectory based modeling and Lagrangian backward dispersion modeling for locating sources of reactive gaseous mercury. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39, 1715-1723.
- Hanson, P.J.; Tabberer, T.A.; Lindberg, S.E. Emissions of mercury vapour from tree bark. *Atmospheric Environment*, 1997, 31, 777-780.
- Harris, P.P.; Huntingford, C.; Cox, P.M.; Gash, H.C.; Malhi, Y. Effect of soil moisture on canopy conductance of amazonian rainforest. *Agricultural and Forest meteorology*, 2004, 122, 215-227.
- Harris, D.C. Análise química quantitativa. Tradução Bordinhão et al. 7 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2008, xxiii, 868 p.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Mapas de Biomas. Accesado 1 marzo 2012 ftp://ftp.ibge.gov.br/Cartas_e_Mapas/Mapas_Murais/
- INPE, PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite, 2012a. Accesado 14 marzo 2012.
http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2011.htm
- INPE, Queimadas monitoramento de focos, divisão de satélites e sistemas ambientais. 2012b. Accesado 14 marzo 2012.
<http://pirandira.cptec.inpe.br/queimada/tabelas.padrao.logic?espacial=&sate lite=todos&temporal=dia&pais=Brasil>
- Jipp, P.H.; Nepstad, D.C.; Cassel, D.K.; Reis de Carvalho, C. Deep soil moisture storage and transpiration in forests and pasture of seasonally dry Amazonia. *Climate Change*, 1998, 39, 395–412.
- Johnson, E.A. y Miyaniishi, K. Fire Effects on Trees. Forest Fires: behavior and ecological effects. *Academic Press*, 2001, 594p.
- Kim, K.H.; Lindberg S. E.; Meyers T. P. Micrometeorological measurements of mercury fluxes over background forest soils in eastern Tennessee. *Atmospheric Environment*, 1995, 27, 267-282.
- Klinge, H. y Rodrigues, W. A.: Litter production in an area of Amazonian terra firme forest, *Amazoniana*, 1968, 1, 287–310.
- Klinge, H. Fine litter production and nutrient return to the soil in three natural forest stands of eastern Amazonia. *Geo-Eco-Trop.*, 1977, 1, 159-167.
- Lacerda, L.D. y Pfeiffer, W.C. Mercury From Gold Mining in the Amazon Environment – An Overview. *Química Nova*, 1992, 15 (2), 155-160.
- Lacerda, L.D. Amazon mercury emissions. *Nature*, 1995, 374, 20-21.
- Lee, D.S.; Benoit, G.; Hu, X. Total gaseous mercury concentration and flux over a coastal saltmarsh vegetation in Connecticut, USA. *Atmospheric Environment*, 2000, 34, 4205–4213.

- Levin, M.; Jacobs, J.; Polos, P.G. Acute mercury poisoning and mercurial pneumonitis from gold ore purification. *Chest*, 1988, 94, 554–556.
- Lin, C.J. y Pehkonen S.O. The chemistry of atmospheric mercury: a review. *Atmospheric Environment*, 1999, 33, 2067–2079.
- Lindberg, S.E. Forests and the global biogeochemical cycle of mercury. In: Global and Regional Mercury Cycles, NATO Advanced Science Institute Serie, Eds R. Ebinghaus, W. Bayens e O. Vasiliev. Novosibersk, Siberia. Kluwer, Dordrecht, Holland, 1996, 359-380.
- Lindberg, S.E.; Hanson, P.J.; Meyers, T.P.; Kim, K.-H. Air/surface exchange of mercury vapour over forests – the need for a reassessment of continental biogenic emissions. *Atmospheric Environment*, 1998, 32, 895–908.
- Lindberg, S.E.; Bullock, R.; Ebinghaus, R.; Engstrom, D.; Feng, X.; Fitzgerald, W.; Pirrone, N.; Prestbo, E.; Seigneur, C. A synthesis of progress and uncertainties in attributing the sources of mercury in deposition, *A Journal of the Human Environment*, 2007, 36, 19-32.
- Lips, J. M. y Duivenvoorden, J. F.: Fine litter input to terrestrial humus forms in Colombian Amazonia. *Oecologia*, 1996, 108, 138–150..
- Lu, J.Y. y Schroeder, W.H. Annual time-series of total filterable atmospheric mercury concentrations in the Arctic. *Series B Chemical and Physical Meteorology*, 2004, 56, 213–222.
- Lui, N.; Guangle, Q.; Matthew, S. L.; Xinbin, F.; Xuefu, W.; Lihai, S. Atmospheric mercury species measured in Guiyang, Guizhou province. southwest China. *Atmospheric Research*, 2011, 100, 93–102.
- Luizão, F. J.: Litter production and mineral element input to the forest floor in a Central Amazonian forest, *GeoJournal*, 1989, 19, 407–417.
- Luizão, R.C.C.; Luizão, F.J.; Paiva, R.Q.; Monteiro, T.F.; Sousa, L.S.; Kruijt, B. variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. *Global Change Biology*, 2004, 10, 592–600.
- Lukaszkiwicz, J. y Kosmala, M. Determining the Age of Streetside Trees with Diameter at Breast Height-based Multifactorial Model. *Arboriculture & Urban Forestry*, 2008. 34(3), 137–143.
- Malhado, A.C.M.; Costa, M.H.; de Lima F.Z.; Portilho, K.C.; Figueiredo, D.N. Seasonal leaf dynamics in an Amazonian tropical Fores. *Forest Ecology and Management*, 2009, 258, 1161–1165.
- Marconi MA – 340, Manual Moinho de rotor vertical com facas móveis e fixas, Marconi Equipamentos para Laboratórios Ltda, Brasil, 2010.
- Martius, C.; Hofer, H.; Garcia, M. V. B.; Rombke, J.; Hanagarth, W. Litterfall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2004, 68, 137–154..

- McCurry, J. Japan remembers Minamata. *World Report*, 2006, 367,99-100.
- McWilliam, A.L.C.; Roberts, J.M.; Cabral, O.M.R.; Leitao, M.V.B.R.; Decosta, A.C.L.; Maitelli, G.T.; Zamparoni, C.A.G.P.; Leaf-area index and aboveground biomass of terra-firme rain-forest and adjacent clearings in Amazonia. *Functional Ecology*, 1993, 7, 310–317.
- Margarelli, G. Fluxos de Mercúrio Gasoso na Interface solo/Atmosfera na bacia do rio Negro Utilizando Câmaras Dinâmicas de Fluxo. Campinas, Brasil, 2006. Tesis presentada en la Universidad Estatal de Campinas para la obtención del grado de Doctor en ciencias, en el área de Química Analítica.
- Mamam, A.P.; Da Silva, J.C.; Sguarezi, E.M.; Bleich, M.E. Produção e acúmulo de serapilheira e decomposição foliar em mata de galeria e cerradão no sudoeste de Mato Grosso. *Revista de Ciências Agro-Ambientais*, 2007, 5(1), 71- 84.
- Melendez, J.J.P. 2011. Estudante maestria en Química, Unicamp - Brasil, correspondencia pessoal.
- Mélières, M.A.; Pourchet, M.; Charles-Dominique, P.; Gaucher, P. Mercury in canopy leaves of French Guiana in remote areas, *Science of the Total Environment*, 2003, 311, 261-267.
- Michelazzo, P.A.M; Fostier, A.H; Magarelli, G.; Santos, J.C.; Carvalho, J.A. Jr. Mercury emissions from forest burning in the region of Alta Floresta. Sometida a *Science of the Total Environment*, 2008.
- Michelazzo, P.A.M; Fostier, A.H.; Magarelli, G.; Santos, J.C.; Carvalho, J.A. Jr. Mercury emissions from forest burning in southern Amazon. *Geophysical Research Letters*, 2010, 37, L09809, doi:10.1029/2009GL042220.
- Milestone DMA -80, Direct Mercury Analyser Operator Manual, Sorisole, Italy, 2010.
- Miller, J.N. y Miller, J.C. Estadística y Quimiometría para Química Analítica. Traducción Mate, C.J.; Izquierdo, R.H. 4 ed. Madrid: Prentice Hall, 2000, 286p.
- Millhollen, A. G.; Gustin, M. S.; Obrist, D. Foliar mercury accumulation and exchange for three tree species. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(19), 6001–6006.
- Mitchell, C.P.J.; Branfireun, B.A.; Kolka, R.K. Assessing sulfate and carbon controls on net methylmercury production in eatlands: An in situ mesocosm approach. *Applied Geochemistry*, 2008, 23, 503–518.
- Moutinho, P. Desmatamento na Amazônia: Desafios para reduzir as emissões Brasileiras. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. 2010 www.fbds.org.br/fbds/IMG/pdf/doc-508.pdf

- Morães, R. M.; Carvalho, W. B.; Struffaldy de Vuono, Y. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian tropical forests, *Revista Brasileira de Botânica*, 1999, 22, 9–16.
- Munthe, J. y McElroy W.J. Some aqueous reactions of potential importance in the atmospheric chemistry of mercury. *Atmospheric Environment*, 1992, 26, 553-557.
- Munthe J.; Wängberg I.; Pirrone, N.; Iyerfeldt, Å.; Ferrara, R.; Ebinghaus, R.; Feng, X.; Gårdfeldt, K.; Keeler, G.; Lanzillotta; Lindberg S.E.; Lu J.; Mamane Y.; Prestbo E.; Schmolke, S.; Schroeder, W.H.; Sommar, J.; Sprovieri, F.; Stevens, R.K., Stratton, W.; Tuncel, G.; Urba, A.. Intercomparison of methods for sampling and analysis of atmospheric mercury species. *Atmospheric Environment*, 2001, 35, 3007-3017.
- Myneni, R.B, et Al. Large seasonal swings in leaf area of Amazon rainforests. *National Academy of Sciences USA*, 2007, 104(12), 4820-4823.
- NADP, National Atmospheric Deposition Program. 2010 Annual summary. Mercury deposition network, 2010. Accesado 15 febrero 2012. <http://nadp.sws.uiuc.edu/lib/data/2010as.pdf>
- National Institute of Standards & Technology, Certificate of Analysis, Standard Reference Material SMR 1515, Baseline Trace Element Concentrations, 1993.
- Nebel, G.; Dragsted, J.; Vega, A. S. Litter fall, biomass and net primary production in flood plain forests in the Peruvian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 2001, 150, 93–102.
- Negron-Juarez, R.I.; Ribeiro, H.R.; Silva, A.M.; Goulden ,M.L.; Miller, S.D. An improved estimate of leaf area index based on the histogram analysis of hemispherical photographs. *Agricultural Forest Meteorology*, 2009, 149, 920-928.
- Nepstad, D.; Moreira, A.; Alencar, A. Flames in the rainforest: origins, impacts and alternatives to the amazon fire. The Pilot Program to Conserve the Brazilian Rain Forest, Brasilia, Brasil. 1999, 190p.
- Nepstad, D.; Lefebvre, P.; da Silva, U.L.; Ella, J.T.; Schlesinger, P.; Solozamo, L.; Moutinho, P.; Ray, D. Amazon drought and its implications for Forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. *Global Change Biology*, 2004, 10, 1–14.
- Neves, M.V.; Santana, H. Inventário Florestal e Avaliação do Avanço do Desmatamento no projeto de colonização de Pedro Peixoto. Rio Branco – AC: Embrapa Acre, 2003, documentos, 83, 47p. www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/498961/1/doc83.pdf
- Nriagu, J.O. Mercury pollution from the past mining of gold and silver in the Americas. *The Science of the Total Environment*, 1994, 149, 167-181.

- Oliveira-Santos, E.C, de Jesus, I.M.; Brabo, E.S.; Camara, V.D.M.; Loureiro, E.C.B.; Mascarenhas, E.F.; Faial, K.D.F.; da Silva, A.P.; da Silva, R.U.; Luiz, R.R.; Higuchi, H. Exposure to mercury in urban population of Rio Branco city, state of Acre, Brazil. *Environmental Contamination and Toxicology*, 2002, 69, 314-319.
- Ozanne, C. M. P.; Anhuf, D.; Boulter, S. L.; Keller, M.; Kitching, R. L.; Korner, C.; Meinzer, F. C.; Mitchell, A. W.; Nakashizuka, T.; Silva Dias, P. L.; Stork, N. E.; Wright, S. J., Yoshimura, M. Biodiversity meets the atmosphere: A global view of forest canopies. *Science*, 2003, 301, 183–186.
- Pacyna, E.G.; Pacyna, J.M.; Steenhuysen, F.; Wilson, S. Global anthropogenic mercury emission inventory for 2000. *Atmospheric Environment*, 2006, 40, 4048-4063.
- Paschoal, J.; Rath, S.; Pereira, F. S.A.; Reyes, F.G.R. Validação de métodos cromatográficos para a determinação de resíduos de medicamentos veterinários em alimentos. *Química Nova*, 2008, 31(5), 1190-1198.
- Pirrone, N.; Cinnirella, S.; Feng, X.; Finkelman, R. B.; Friedli, H. R.; Leaner, J.; Mason, R.; Mukherjee, A. B.; Stracher, G. B.; Streets, D. G.; Telmer, K. Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 2010, 10, 4719–4752.
- PNUMA, Productos Químicos. Evaluación mundial sobre el mercurio. Ginebra, Suiza, 2002, p. 303.
- Poissant, L. Field observations of total gaseous mercury behavior: interactions with ozone concentration and water vapor mixing ratio in air at rural site. *Water, Air and Soil Pollution*, 1996, 97, 341 – 353.
- Qureshi, A.; MacLeod, M.; Hungerbühler, K. Quantifying uncertainties in the global mass balance of mercury. *Global Biogeochemical Cycles*, 2011, 25, GB4012, doi:10.1029/2011GB004068.
- Rea, A.W; Keeler, G. J.; Scherbatskoy, T. The deposition of mercury in throughfall and litterfall in the Lake Champlain Watershed: a short-term study. *Atmospheric Environment*, 1996, 30, 3257-3263.
- Rea, A.W.; Lindberg, S.E.; Scherbatskoy, T.; Keeler, G.J. Mercury accumulation in foliage over time in two Northern Mixed Hardwood forests. *Water, Air and Soil Pollution*, 2002, 133, 49-67.
- Rykowska, I. y Wasiak, W. Biocentration of mercury and heavy metals by the bark on maple leaf plane tree. *Ecological Chemistry and Engineerings*, 2011, 18(2), 233 – 241.
- Riveira, L.R.J. Estimativa de áreas queimadas com produtos MODIS como subsidio a estimativa de emissões de gases de efeito estufa pela queimada de biomassa na Amazônia e cerrado Brasileiros. São Jose dos Campos, Brasil, 2009. Tesis de Doctorado del Curso de Pos-Graduado en Sensoriamento Remoto, INPE.

- Roberts, J.M.; Cabral, O.M.R.; Fisch, G.; Molion, L.C.B.; Moore, C.J.; Shuttleworth, W.L. Transpiration from an Amazonian rain forest calculated from stomatal conductance measurements. *Agricultural and Forest Meteorology*, 1993, 65, 175–196.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S.; Rhéault, I.; Farella, N.; De Jesus Da Silva, E.; Dezencourt, J.; Sousa Passos, C.J.; Santos, S. G.; Guimarães, J.R.; Mergler, D.; Amorim, M. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brasil. *Science of the Total Environment*, 1998, 223, 1–24.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Farella, N.; Serique, G.; Coelho, H.; Sousa Passos, C.J.; Jesus da Silva, E.; Scavone de Andrade, P.; Mergler, D.; Guimarães, J. R. D.; Amorim, M. Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 1999, 112, 297–313.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; Courcelles, M.; Guimaraes, J.R.D.; Mergler, D.; Amorim, M. Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemical Geology*, 2000, 165, 243–266.
- Rutter, A.P.; Schauer, J.J.; Shafer, M.M.; Creswell, J.; Olson, M.R.; Clary, A.; Robinson, M.; Parman, A.M.; Katzman, T. Climate Sensitivity of Gaseous Elemental Mercury Dry Deposition to Plants: Impacts of Temperature, Light Intensity, and Plant Species. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45, 569–575.
- Saatchi, S.S., Houghton, R. A., Dos Santos Alvala, R.C., Soares, J.V., and Yu, Y. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon Basin, *Global Change Biology*, 2007, 13, 816–837.
- Salimon, C.L.; Putz, F.E.; Menezes-Filho, L.; Anderson, A.; Silveira, M.; Brown, F.; Oliveira, L.C. Estimating state-wide biomass carbon stocks for a REDD plan in Acre, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 2011, 262, 555–560.
- Santos, E.C.O.; Camara, V.M.; Jesus, I.M.; Brabo, E.S. ; Loureiro, E.C.B.; Mascarenhas, A.F.S.; Fayal, K.F.; Sá Filho, G.C.; Sagica, F.E.S.; Lima, M. O.; Higuchi, H. Silveira, I.M. A Contribution to the Establishment of Reference Values for Total Mercury Levels in Hair and Fish in Amazonia. *Environmental Research*, 2002, Section A 90, 6–11.
- Schroeder W.H. y Munthe J. Atmospheric Mercury – an overview. *Atmospheric Environment*, 1998, 32(5), 809–822.
- Selva, E. C.; Couto, E. G.; Johnson, M. S.; Lehmann, J. Litterfall production and fluvial export in headwater catchments of the southern Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 2007, 23, 329–335.

- Seo, Y.S.; Han, Y.J.; Choi, H.D.; Holsen, T.M.; Yi, S.M. Characteristics of total mercury (TM) wet deposition: Scavenging of atmospheric mercury species. *Atmospheric Environment*, 2012, 49, 69-76.
- Sheu, G.R.; Lin, N.H.; Wang, J.L.; Lee, C.T.; Yang, C.F.O.; Wang, S.H. Temporal distribution and potential sources of atmospheric mercury measured at a high-elevation background station in Taiwan. *Atmospheric Environment*. 2010, 44, 2393–2400.
- Silva, M.F.F. Produção anual de serapilheira e seu conteúdo mineralógico em mata tropical de terra firme, e várzea e igapó. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi. série Botânica*, 1984, 56, 1-13.
- Silva, C.J.; Sanches, L.; Bleich, M. E.; Lobo, F. A.; Nogueira, J. S. Produção de serrapilheira no cerrado e floresta de transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro. *Acta Amazonica*, 2007, 37, 543–548.
- Sizer, N C.; Tanner, E.V.J.; Kossmann Ferraz, I.D. Edge effectson litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia, *Journal of Tropical Ecology*, 2000, 16, 853–863.
- Skoog, D.A.; West, D.M.; Holler, F.J. Fundamentals of Analytical Chemistry. 7 ed. USA : Saunders College Publishing, 1996, 870p.
- Smith, K.; Gholz, H.L.; Oliveira, F.A. Litterfall and nitrogen use efficiency of plantations and primary forest in the eastern Brazilian Amazon, *Forest Ecology and Management*, 1998, 109, 209–220, .
- Stamenkovic, J.; Gustin, M.S. Nonstomatal versus Stomatal Uptake of Atmospheric Mercury. *Environmental Science and Technology*, 2009, 43 (5), 1367–1372.
- Streets, D.G.; Zhang, Q.; Wu, Y. Projections of global mercury emissions in 2050. *Environmental Science and Technology*, 2009, March, DOI: 10.1021/es802474j.
- Svenson, J.J.; Carter, C.E; Domec, J.C.; Delgado, C.I. Gold Mining in the Peruvian Amazon: Global Prices, Deforestation, and Mercury Imports. *PLoS ONE*, 2011, 6(4), 1-7.
- Townsend, A.R.; Asner, G.P.; Cleveland, C.C. The biogeochemical heterogeneity of tropical forests. Elsevier Ltd, 2008, doi:10.1016/j.tree. 2008.04.009, 424 - 431.
- Teixeira, C.D.; Montezuma, R.C.; Oliveira, R.R.; Silva-Filho, E.V. Litterfall mercury deposition in Atlantic forest ecosystem from SE Brasil. *Environmental Pollution*, 2012, 164, 11-15.
- Van der Werf, G.R.; Morton, D.C.; DeFries, R.S.; Giglio, L.; Randerson, J.T.; Collatz, G.J.; Kasibhatla, P.S. Estimates of fire emissions from an active deforestation region in the southern Amazon based on satellite data and biogeochemical modeling. *Biogeosciences*, 2009, 6, 235–249.

- Vasconcelos, H. L. y Luizão, F.L. Litter production and litter nutrient concentrations in a fragmented Amazonian landscape. *Ecology Applied*, 2004, 14, 884–892.
- Veiga, M.M.; Meech J.A.; Onante N. Mercury pollution from deforestation. *Nature*. 1994, 368, 816-817.
- Velásquez-López, P.C.; Veiga, M.M.; may, K. Mercury balance in amalgamation in artisanal and small-scale gold mining: identifying strategies for reducing environmental pollution in Portovelo-Zaruma, Ecuador. *Journal of Cleaner Production*, 2010, 18, 226–232.
- Walker, R. The Impact of Brazilian Biofuel Production on Amazônia. *Annals of the Association of American Geographers*, 2011, 101(4), 929-938.
- Wasserman, J.C.; Hacon, S.S.; Wasserman, M.A. O Ciclo do Mercúrio no Ambiente Amazônico. *Mundo & Vida*, 2001, 2(1/2), 46 -53.
- Wiedinmyer, C y Friedli, H. Mercury Emission Estimates from Fires: An Initial Inventory for the United States. *Environmental Science and Technology*, 2007, 41(23), 8092–8098.
- Wright, I.R.; Nobre, C.A.; Tomasella, J.; da Rocha, H.R.; Roberts, J.M.; Vertamatti, E.; Culf, A.D.; Alvala, R.C.S.; Hodnett, M.G.; Ubarana, V.N. Toward a GCM surface parameterization of Amazonia. In: Gash, J.H.C., Nobre, C.A., Roberts, J.M., Victoria, R.L. (Eds.), *Amazonian Deforestation and Climate*. Wiley, Chichester, UK, 1996, 474–504.
- WHO, World Health Organization. Environmental health criteria, Inorganic mercury, 1991, 118, Geneva.
- Yokelson, R.J.; Karl, T.; Artaxo, P.; , Blake, D.R.; Christian, T.J.; Griffith, D. W. T.; Guenther, A.; and Hao, W.M.. The Tropical Forest and Fire Emissions Experiment: overview and airborne fire emission factor measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2007, 7, 5175–5196.
- Zeaiter, M.; Roger, J.M.; Bellon-Maurel, V.; Rutledge, D.N. Robustness of models developed by multivariate calibration. Part I the assessment of robustness. *Trends in Analytical Chemistry*, 2004, 23(2), 157 -170.
- Zhang, L.; Brook, J.R.; Vet, R. A revised parameterization for gaseous dry deposition in air-quality models. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2003, 3, 2067–2082.
- Zhang, L.; Wright, L.P.; Blanchard, P. A review of current knowledge concerning dry deposition of atmospheric mercury, *Atmospheric Environment*, 2009, 43, 5853–5864.

ANEXOS

Anexo I - Producción de hojarasca en locales de la selva Amazónica.

Tabla I. Producción de hojarasca en locales de la selva Amazónica.

Local	País	Hojarasca (t/ha/año)	Referencia
Amacayacu E	Colombia	7.90	Chave <i>et al.</i> (2010)
Amacayacu U	Colombia	7.23	Chave <i>et al.</i> (2010)
Apiaú, Roraima	Brasil	9.17	Barbosa y Fearnside.(1998)
BDFFP Reserve	Brasil	8.82	Vasconcelos y Luizao. (2004)
BDFFP Reserve	Brasil	9.5	Vasconcelos y Luizao. (2004)
Capitao Paco, Pará	Brasil	8.04	Dantas y Phillipson. (1989)
Capitao Paco, Pará	Brasil	5.04	Dantas y Phillipson. (1989)
Cardoso Island restinga	Brasil	3.92	Morães <i>et al.</i> (1999)
Cardoso Island	Brasil	6.31	Morães <i>et al.</i> (1999)
Caxiuanã terra preta	Brasil	9.17	Chave <i>et al.</i> (2010)
Caxiuanã tower	Brasil	7.79	Chave <i>et al.</i> (2010)
Cerradão	Brasil	9,41	Mamam <i>et al.</i> (2007)
Chiribiquete, Rebalse	Colombia	8.39	Chave <i>et al.</i> (2010)
Chiribiquete, Tepuy	Colombia	4.17	Chave <i>et al.</i> (2010)
Chiribiquete, TF Alta	Colombia	6.67	Chave <i>et al.</i> (2010)
Chiribiquete, TF Baja	Colombia	8.45	Chave <i>et al.</i> (2010)
Cuieiras Reserve Slope	Brasil	8.25	Luizão <i>et al.</i> (2004)
Cuieiras Reserve Valley	Brasil	8.9	Luizão (1989)
Cuieiras Reserve Valley	Brasil	7.6	Luizão <i>et al.</i> (2004)
Curuá-Una Reserve	Brasil	7.44	Smith <i>et al.</i> (1998)
Dimona fragment BDFFP	Brasil	6.6	Sizer <i>et al.</i> (2000)

Ducke Forest Reserve	Brasil	9.7	Klinge y Rodrigues. (1968)
Fazenda maracaí, Mato grosso	Brasil	7.21	Silva et al. (2007)
Ducke Forest Reserve	Brasil	7.3	Klinge y Rodrigues. (1968)
Fazenda maracaí, Mato grosso	Brasil	8,99	Silva et al. (2009)
Guama, Para	Brasil	9.9	Klinge. (1977)
Jari, Para Primary	Brasil	10.74	Barlow et al. (2007)
Jari, Para secondary	Brasil	8.45	Barlow et al. (2007)
Manaus Floresta	Brasil	8.71	Martius et al. (2004)
Manaus Secondary	Brasil	7.38	Martius et al. (2004)
Medio Rio Caqueta	Colombia	10.7	Lips y Duivenvoorden. (1996)
Medio Rio Caqueta	Colombia	6.9	Lips y Duivenvoorden. (1996)
Medio Rio Caqueta	Colombia	8,6	Lips y Duivenvoorden. (1996)
Medio Rio Caqueta	Colombia	6,8	Lips y Duivenvoorden. (1996)
Medio Rio Caqueta	Colombia	6.23	Lips y Duivenvoorden. (1996)
Rio Jurueña	Brasil	11.8	Selva et al. (2007)
Rio Ucayali	Perú	7.02	Nebel et al. (2001)
Rio Ucayali	Perú	7.14	Nebel et al. (2001)
Rio Ucayali	Perú	6.93	Nebel et al. (2001)
Tambopata	Perú	11.21	Chave et al. (2010)
Tambopata	Perú	9.43	Chave et al. (2010)
Tapajos Exclusion	Brasil	6.4	Brando et al. (2008)
Tapajos forest	Brasil	6.43	Brando et al. (2008)
Tucuri	Brasil	6.65	Silva (1984)
Zafire Altura	Colombia	9.51	Chave et al. (2010)
Zafire flooded	Colombia	9.72	Chave et al. (2010)
Zafire TF	Colombia	8.82	Chave et al. (2010)
Zafire varriral	Colombia	5.02	Chave et al. (2010)

Anexo II - Índices de área Foliar (LAI) en locales de la selva Amazónica Brasileña.

Tabla II. Índices de área foliar (LAI) en locales de la selva Amazónica Brasileña.

Local	LAI (m ² /m ²)	Referencia
Tapajos, National Forest, Para	4,97	Aragão et al (2005)
Jaru, Reserve, Para	4,6	Wright et al. (1996)
Vitoria Farm, Para	5,4	Jipp et al. (1998)
Ducke Reserve, Amazonia State	6,6	Roberts et al. (1993)
Tapajos, National Forest, Para	4,25	Negron-Juarez et al. (2009)
Tapajos, National Forest, Para	5,75	Negron-Juarez et al. (2009)
Tapajos, National Forest, Para	5,07	Malhado (2009)
Terra Firme Rain Forest, Amazonas	5,7	McWilliam. (1993)

Anexo III - Emisiones Globales de Mercurio de fuentes naturales para 2008

Tabla III . Emisiones Globales de Mercurio de fuentes naturales para 2008.

Fuente	Mercurio (Mg año⁻¹)	Contribución %
Océanos	2682	52
Lagos	96	2
Bosques	342	7
Tundra/ Pastos/ Sábanas/Praderas	448	9
Desiertos/ Metalíferos/ zonas sin vegetación	546	10
Zonas de Agricultura	128	2
Evasión después de eventos de agotamiento de mercurio	200	4
Quema de Biomasa	675	13
Volcanes y Zonas geotérmicas	90	2
Total	5207	100

Fuente (Pirrone *et al.*, 2010).

Anexo IV - Emisiones Totales de mercurio de las principales fuentes antropogénicas.

Tabla IV. Emisiones Totales de mercurio (Mg año⁻¹), de las principales fuentes antropogénicas.

	SC	NFMP	PISP	CP	CSP	MP	GP	WD	O	T
Sudáfrica	32,6	0,3	1,3	3,8	0,0	0,0	0,3	0,6	1,3	40,2
China	268,0	203,3	8,9	35,0	0,0	27,5	44,7	14,1	7,6	609,1
India	124,6	15,5	4,6	4,7	6,2	0,0	0,5	77,4	7,5	240,9
Australia	2,2	11,6	0,8	0,9	0,0	0,0	0,3	0,2	0,6	16,6
Europa	76,6	18,7	0,0	18,8	6,3	0,0	0,0	10,1	14,7	145,2
Rusia	46,0	5,2	2,6	3,9	2,8	0,0	4,3	3,5	1,5	69,8
N. América	65,2	34,7	12,8	15,1	10,3	0,0	0,0	13,0	1,7	152,8
S. América	8,0	13,6	1,8	6,4	2,2	0,0	16,2	0,0	1,5	49,7
Total	623,2	302,9	32,8	88,6	27,8	27,5	66,3	118,9	36,4	1324,3
Resto del Mundo	186,8	7,1	10,4	147,1	135,1	22,5	333,7	68,5	28,2	939,4
Total	810,0	310,0	43,2	235,7	162,9	50,0	400,4	187,4	64,6	2319,7

SC, combustión estacionaria; NFMP, producción de metales no ferrosos; PISP, producción de hierro y acero; CP, producción de cemento; CSP, producción de soda cáustica; MP, producción de mercurio; GP, producción de oro; WD, disposición de desechos; O, Otros; T, Total. Fuente (Pirrone *et al.*, 2010).

Anexo V - Emisiones de Mercurio Proveniente de quema de biomasa.

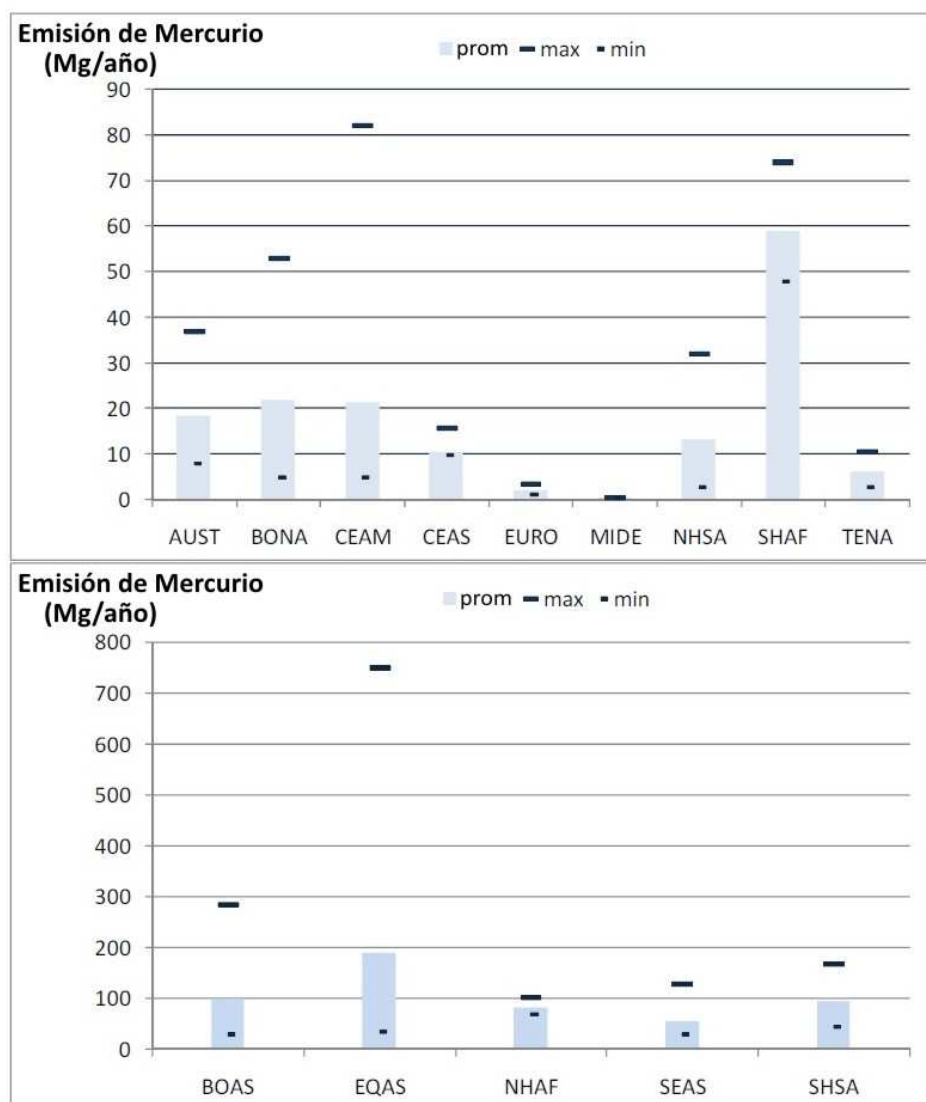
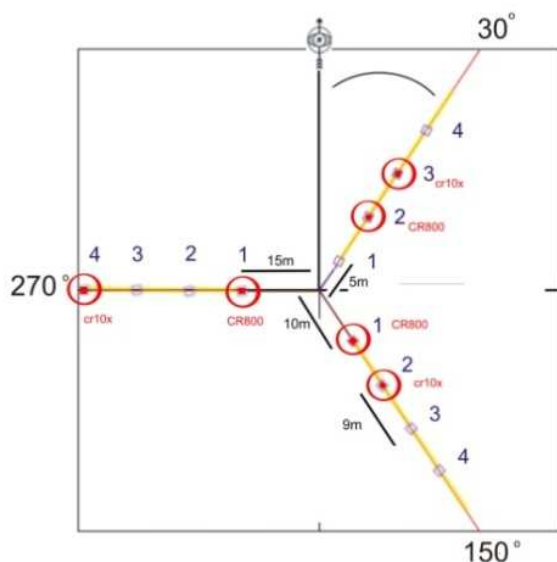


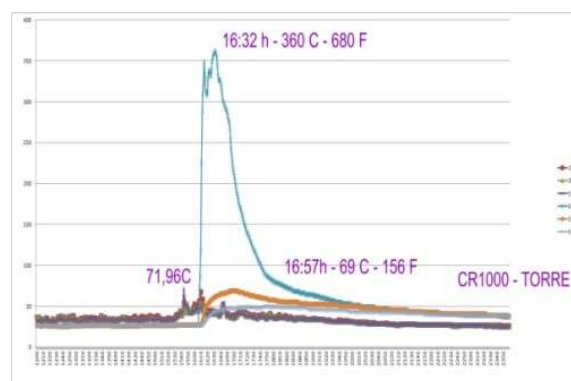
Figura I. Emisiones de Mercurio Proveniente de quema de biomasa. Fuente (Friedli, 2009b).

(AUST) Australia; (BONA) Asia boreal; (BONA) Norte América boreal; (CEAM) Centro América; (CEAS) Asia Central; (EQAS) Asia Ecuatorial; (EURO) Europa; (MIDE) Medio oriente; (NHAF) hemisferio norte africano; (NHTA) hemisferio norte sudamericano; (SEAS) Asia sudeste, (SHAF) hemisferio sur Africano, (SHSA) hemisferio sur sudamericano, (TENA) Norte América templada.

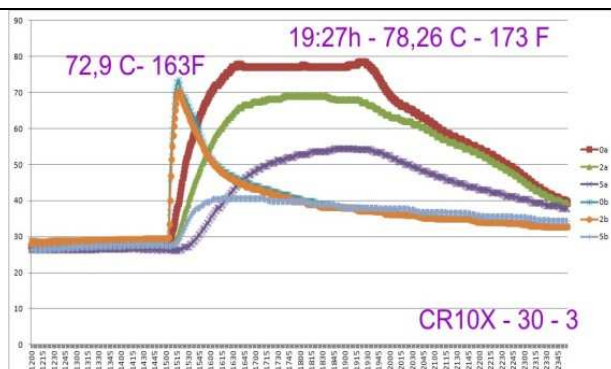
Anexo VI - Control de temperaturas durante la quema



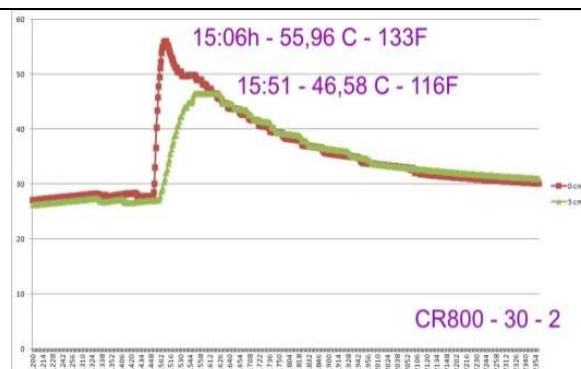
Transeptos. Ubicación puntos Dataloggers



Torre. Tmax 360 °C



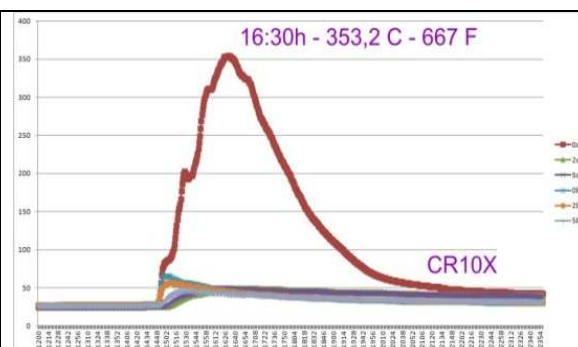
CR10X – punto 30-3 , Tmax 78,26 °C



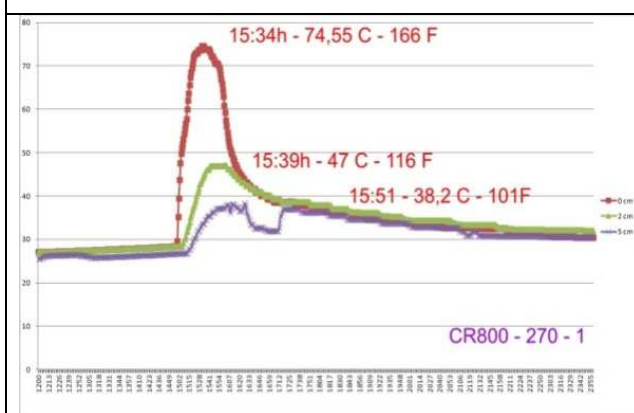
CR800 - punto 30 - 2, Tmax 55,96 °C



CR800 – punto 150-1 , Tmax 33,06 °C



CR10X – punto 30-3 , Tmax 353,2 °C



CR800 – punto 150-1 , Tmax 74,55 °C